



Filipa Sofia Simões Capela

Licenciada em Ciências da Engenharia do Ambiente

Contributo para o estudo da remoção de azoto em lixiviados de resíduos urbanos

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária

Orientador:

Prof. Doutor António Pedro de Macedo Coimbra Mano,
FCT/UNL

Co-orientador:

Prof. Doutor António Neves Trota, Universidade dos Açores

Júri:

Presidente: Prof. Doutora Leonor Miranda Monteiro Amaral, FCT/UNL

Arguente: Prof. Auxiliar Convidado Artur João Lopes Cabeças, FCT/UNL

Vogal: Prof. Doutor António Pedro de Macedo Coimbra Mano, FCT/UNL



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Outubro, 2014



Filipa Sofia Simões Capela

Licenciada em Ciências da Engenharia do Ambiente

Contributo para o estudo da remoção de azoto em lixiviados de resíduos urbanos

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária

Orientador:

Prof. Doutor António Pedro de Macedo Coimbra Mano,
FCT/UNL

Co-orientador:

Prof. Doutor António Neves Trota, Universidade dos Açores

Júri:

Presidente: Prof. Doutora Leonor Miranda Monteiro Amaral, FCT/UNL

Arguente: Prof. Auxiliar Convidado Artur João Lopes Cabeças, FCT/UNL

Vogal: Prof. Doutor António Pedro de Macedo Coimbra Mano, FCT/UNL



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Outubro, 2014

Contributo para o estudo da remoção de azoto em lixiviados de resíduos sólidos urbanos

Copyright© 2014, Filipa Sofia Simões Capela, FCT/UNL e UNL

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer ao Professor Doutor António Pedro de Macedo Coimbra Mano pelo apoio e disponibilidade constantes, pelo incentivo e sabedoria que me ajudaram a levar a cabo a missão de realizar esta dissertação. Também levo comigo todos os seus conselhos e um pouco da sua energia, para enfrentar um futuro de desafios como Engenheira do Ambiente.

À Engenheira Sara Silva, da MUSAMI, pela disponibilidade em facultar-me a informação necessária para a realização desta dissertação e, apesar da distância, por compreender as minhas dúvidas e responder prontamente às minhas questões.

Ao Professor Artur Cabeças, FCT/UNL, pela informação e esclarecimentos técnicos prestados.

À minha família, especialmente ao meu pai e à minha mãe, pela educação que me dão, pelas oportunidades de aprendizagem e formação académica, porque todos os dias se esforçam para me darem uma vida melhor. Pelo amor que me dão, que me inspira e motiva a continuar em frente. Ao meu irmão, pelo bom humor diário e amizade. Aos meus tios, pela inspiração e apoio.

Ao Sergiu, por ser o meu suporte emocional, pela paciência, generosidade, amor e por acreditar em mim.

Aos meus amigos, pelos desabafos, conversas, partilha e amizade, aos escuteiros do Agrupamento 113, por serem a principal razão de ter escolhido este curso, e a todos os que me influenciaram direta ou indiretamente a ser a pessoa que sou hoje.

RESUMO

O tratamento de águas lixiviantes produzidas em aterros de resíduos sólidos, constitui um desafio à sua operação e funcionamento em condições ambientalmente corretas. Ao longo do tempo, as características qualitativas do lixiviado apresentam uma grande variabilidade, que deve ser acompanhada por uma monitorização regular e periódica, para que o efluente do lixiviado tratado cumpra as normas de descarga que lhe estão aplicadas. Um dos problemas mais significativos que resulta dessa variabilidade ao longo do tempo é a remoção de azoto bem como a remoção da CQO (carência química de oxigénio).

De forma a compreender os processos e operações associados ao tratamento de águas lixiviantes, em particular no que se refere à remoção de azoto, a presente dissertação incluiu a revisão das tecnologias que são aplicadas na generalidade das estações de tratamento de águas lixiviantes (ETAL), finalizando essa revisão com a apresentação do panorama nacional e a apresentação do caso de estudo que suporta o tema desta dissertação.

O caso de estudo diz respeito ao funcionamento da estação de pré-tratamento de águas lixiviantes (EPTAL) do aterro sanitário intermunicipal da ilha de S. Miguel, nos Açores. Como tal, procurou-se avaliar a linha de tratamento e os resultados obtidos na monitorização para, perante estes, ponderar se o tratamento por osmose inversa, que está em vias de ser implementado por opção dos responsáveis desta EPTAL, permite reduzir o excesso do azoto que se verifica nas análises do efluente final do atual processo de tratamento. Salienta-se que o tratamento do lixiviado por intermédio de uma osmose inversa permitirá o cumprimento dos objetivos de qualidade, se a concentração de azoto amoniacal no lixiviado bruto for inferior a 2500 mg/L.

Sabendo-se que dentro de um período mínimo de 5 anos poderá entrar em funcionamento uma instalação de incineração de resíduos urbanos, em S. Miguel, Açores, estimaram-se os custos de tratamento pela unidade de osmose inversa, durante este período de tempo, tendo em conta que este será sempre superior aos custos da atual EPTAL.

O trabalho realizado permitiu concluir que o desempenho da atual EPTAL, apesar de não cumprir o regulamento de descarga municipal, poderia ser melhorado com intervenções ajustadas e com custos associados inferiores aos da osmose inversa.

Palavras-chave: águas lixiviantes, azoto, osmose inversa

ABSTRACT

The leachate treatment from a municipal landfill is a challenge to its management and operation, in environmentally friendly conditions. Over time, the leachate's qualitative features present extensive variability and that is one of the reasons why monitoring must be regular, so that the effluent comply with the discharge standards. One of the most significant problems, in terms of qualitative and quantitative characteristics variability over time, is the nitrogen removal, along with COD (chemical oxygen demand) removal.

In order to understand the processes and operations associated with the leachate treatment, particularly concerning the nitrogen removal, this dissertation includes the state of the art of the technologies applied at most leachate treatment plants. This review finishes with the Portuguese scenario for the leachate treatment and the introduction to the study case that supports the theme topic of this dissertation.

The study case of this dissertation occurs at the leachate pre-treatment plant (LPTP) from the intermunicipal landfill in S. Miguel Island, Azores and regards its operation. This LPTP's monitorization data, gathered during the last 2 years, and posterior evaluation of its performance showed that nitrogen was in high excess. Currently, there are several solutions that could solve this problem, but the management company considered reverse osmosis as the most viable.

Knowing that within a minimum period of five years there could be functional a municipal waste incineration plant in S. Miguel, Azores, the reverse osmosis unit treatment costs were estimated for that period of time.

This work paper reveals that the current LPTP performance, although it does not comply all the discharge regulation, could be substantially improved with adjusted interventions and costs lower than those of reverse osmosis.

Keywords: leachate, nitrogen, reverse osmosis

ÍNDICE DE MATÉRIAS

1. Introdução.....	19
1.1. Enquadramento e relevância do tema.....	19
1.2. Objetivos.....	20
1.3. Metodologia geral.....	21
2. Revisão da literatura.....	23
2.1. Caracterização dos sistemas de proteção ambiental nos aterros sanitários.....	23
2.2. Caracterização dos lixiviados.....	24
2.3. Operações e processos de tratamento de lixiviados.....	31
2.3.1. Tratamento combinado com água residual doméstica.....	33
2.3.2. Recirculação.....	34
2.3.3. Processos biológicos – aeróbios.....	35
2.3.4. Processos biológicos – anaeróbios	36
2.3.5. Tratamento físico-químico – coagulação/floculação.....	37
2.3.6. Tratamento físico-químico – precipitação química.....	37
2.3.7. Tratamento físico-químico – adsorção.....	38
2.3.8. Tratamento físico-químico – oxidação química.....	38
2.3.9. Tratamento físico-químico – permuta iónica e tratamento eletroquímico.....	39
2.3.10. Filtração – por membranas: microfiltração, ultrafiltração e nanofiltração.....	39
2.3.11. Filtração – por membranas: osmose inversa.....	40
2.4. Comparação da eficiência dos diferentes tipos de tratamento de lixiviados.....	42
2.5. Revisão do panorama nacional.....	44
2.6. Perspetiva futura dos aterros sanitários.....	47
3. Estação de Pré-Tratamento de Águas Lixivantes do aterro sanitário intermunicipal da Ilha da S. Miguel, Açores.....	49
3.1. Enquadramento legal.....	49
3.2. Caracterização da Estação de Tratamento de Resíduos Sólidos.....	50
3.2.1. Conceção da ETRS.....	50
3.2.2. Operações de gestão de resíduos concebidas na ETRS.....	52
3.2.3. Incineração.....	53
3.3. Caracterização da Estação de Pré-Tratamento de Águas Lixivantes.....	55
3.3.1. Conceção da EPTAL.....	55
3.4. Metodologia.....	59
3.4.1. Monitorização.....	59
3.4.2. Parâmetros qualitativos e quantitativos para a admissão de águas lixivantes em ETAR.....	60
4. Análise e discussão dos resultados da monitorização	63

5. Remoção de azoto através da osmose inversa.....	77
6. Conclusões.....	81
7. Bibliografia.....	83
ANEXOS.....	89

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 – Exemplo de um sistema de impermeabilização do fundo de um aterro

Figura 2.2 – Composição dos lixiviados ao longo das etapas de decomposição dos resíduos biodegradáveis

Figura 2.3 – Sequências combinando diferentes processos e operações para o tratamento de lixiviados

Figura 2.4 – Processos de tratamento de águas lixiviantes em Portugal Continental

Figura 3.1 – Horta do Ecoparque da Ilha de S. Miguel, Açores

Figura 3.2 - Tratamento/valorização de resíduos na ETRS da Região Autónoma da Madeira, em 2007

Figura 3.3 – Pormenor do sistema Ecofur

Figura 3.4 – Diagrama da linha de pré-tratamento da EPTAL, Ecoparque da Ilha de S. Miguel, Açores

Figura 3.5 – 1ª e 2ª lagoas da EPTAL, com o pormenor da caixa de entrada

Figura 3.6 – Sistema Ecofur numa das lagoas

Figura 4.1 – Resultados da monitorização do lixiviado bruto em 2012

Figura 4.2 – Resultados da monitorização do lixiviado bruto em 2013

Figura 4.3 – Resultados da monitorização do lixiviado bruto no 1º trimestre de 2014

Figura 4.4 – Resultados da monitorização do lixiviado tratado em 2012

Figura 4.5 – Resultados da monitorização do lixiviado tratado em 2013

Figura 4.6 – Resultados da monitorização do lixiviado tratado no 1º trimestre de 2014

Figura 4.7 – Concentração do Fósforo total comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2012)

Figura 4.8 – Concentração do Fósforo total comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2013)

Figura 4.9 – Concentração do Fósforo total comparativamente ao Valor Limite de Descarga (1º trimestre de 2014)

Figura 4.10 – Concentração do Azoto total comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2012)

Figura 4.11 – Concentração do Azoto total comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2013)

Figura 4.12 – Concentração do Azoto total comparativamente ao Valor Limite de Descarga (1º trimestre de 2014)

Figura 4.13 – Concentração da CBO₅ comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2012)

Figura 4.14 – Concentração da CBO₅ comparativamente ao Valor Limite de Descarga 2013)

Figura 4.15 – Concentração da CBO₅ comparativamente ao Valor Limite de Descarga (1º trimestre de 2014)

Figura 4.16 – Concentração da CQO comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2012)

Figura 4.17 – Concentração da CQO comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2013)

Figura 4.18 – Concentração da CQO comparativamente ao Valor Limite de Descarga (1º trimestre de 2014)

Figura 4.19 – Concentração dos SST comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2012)

Figura 4.20 – Concentração dos SST comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2013)

Figura 4.21 – Concentração dos SST comparativamente ao Valor Limite de Descarga (1º trimestre de 2014)

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 – Composição típica das águas lixiviantes

Tabela 2.2 – Classificação qualitativa dos lixiviados consoante a idade do aterro

Tabela 2.3 – Exemplos de sequências, de processos e operações, para o tratamento de lixiviados com diferentes concentrações de CQO e NH₄-N

Tabela 2.4 – Tipos de tratamentos de lixiviados

Tabela 2.5 – Parâmetros de dimensionamento de sistemas de lamas ativadas

Tabela 2.6 – Consumo energético para diferentes processos de membranas

Tabela 2.7 – Eficácia dos tratamentos de lixiviados vs. Idade do lixiviado

Tabela 2.8 - Eficiências dos processos de tratamento das ETAL avaliadas no estudo do CESUR em 2004

Tabela 2.9 - Sistemas de tratamento de lixiviados existentes a nível nacional

Tabela 3.1 - Atividades desenvolvidas na instalação

Tabela 3.2 – Quantidade máxima de resíduos sujeitos a operações de gestão

Tabela 3.3 – Principais características técnicas da IIRSU, da ETRS da Meia Serra

Tabela 3.4 – Dimensão das lagoas – Características físicas

Tabela 3.5 – Características do sistema de arejamento

Tabela 4.1 – Relação CBO₅ – CQO

Tabela 4.2 – Resultado do cálculo do F/M (2012)

Tabela 4.3 – Resultado do cálculo do F/M (2013)

Tabela 4.4 – Resultado do cálculo do F/M (1º trimestre 2014)

Tabela 5.1 – Exemplos de custos base para a obtenção de um equipamento de osmose inversa, para tratamento de lixiviados

Tabela 5.2 – Preço contratual para dois tipos de serviço de uma unidade de osmose inversa

Tabela 5.3 – Custos base para dois tipos de sistemas de tratamento por osmose inversa

Tabela 5.4 - Custos médios unitários por volume de lixiviado tratado para os principais tipos de tratamento das ETAL em Portugal Continental

Tabela 5.5 – Cálculo do consumo energético diário para duas pressões diferentes

Tabela 5.6 – Cálculo do consumo energético diário e respetivo custo anual

Tabela 5.7 – Cálculo do custo total da osmose inversa

Tabela 5.8 – Cálculo do consumo médio diário de água para lavagens saneamento básico e outras atividades

ACRÓNIMOS

CBO₅ Carência Bioquímica de Oxigênio, medida aos cinco dias e a 20°C

COT Carbono Orgânico Total

CQO Carência Química de Oxigênio

Da Dalton (unidade de medida de massa utilizada para expressar a massa de partículas atômicas)

DRA Direção Regional do Ambiente

EPTAL Estação de Pré-Tratamento de Águas Lixiviantes

ETAL Estação de Tratamento de Águas Lixiviantes

ETAR Estação de Tratamento de Águas Residuais

ETRS Estação de Tratamento de Resíduos Sólidos

IRAR Instituto Regulador de Águas e Resíduos

PERSU Plano Estratégico de Resíduos Sólidos Urbanos

REEE Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos

RU Resíduos Urbanos

SST Sólidos Suspensos Totais

VLE Valores Limite de Emissão

1. INTRODUÇÃO

1.1 Enquadramento e relevância do tema

Todos os anos são gerados na União Europeia cerca de 1,1 mil milhões de toneladas de resíduos, dos quais 250 milhões de toneladas correspondem a resíduos urbanos (RU) (IRAR 2008). Em Portugal continental, no ano 2012, foram produzidos 4,528 milhões de toneladas de RU (APA, 2013). Apesar dos esforços desenvolvidos para a prevenção, redução, reutilização, reciclagem e valorização, tanto ao nível nacional como ao nível comunitário, em 2010 foram depositados em aterro 61% dos RU produzidos em Portugal (ERSAR & APA, 2012).

O PERSU I, aprovado em 1997, instrumento de planeamento de referência na área dos RU, definiu a necessidade de encerrar as lixeiras existentes, constituir sistemas multimunicipais e intermunicipais de gestão de RU, construir infraestruturas de valorização e eliminação e dinamizar sistemas de recolha seletiva multimaterial, tendo sido um sucesso a sua implementação. Porém, o encerramento das lixeiras não impede a infiltração do efluente residual líquido, denominado lixiviado, gerado pela decomposição dos resíduos depositados acrescido da precipitação das águas pluviais que percolam pela massa de resíduos confinada. A gestão deste efluente residual líquido, no caso das lixeiras encerradas, não dispunha, na altura, de uma clarificação sobre a atribuição da responsabilidade associada a esta forma não controlada de destino final, configurando “uma preocupação acrescida, dado que parecem existir lacunas ao nível da monitorização e gestão dos lixiviados nestes locais” (IRAR, 2008).

Atualmente a legislação existente que regula a deposição de resíduos em aterro é o Decreto-lei nº 183/2009, de 10 de Agosto, que estabelece as normas a aplicar na instalação durante a sua exploração, encerramento e manutenção após o encerramento, tendo em vista a proteção, preservação e melhoria da qualidade ambiental e a prevenção dos riscos para a saúde humana. Em consequência da presença de um conjunto significativo de poluentes orgânicos e inorgânicos nas águas lixivantes, a sua recolha e tratamento tem de ser efetuada por forma a proteger as massas de águas superficiais e subterrâneas de contaminação, bem como os solos subjacentes ao aterro. No que diz respeito ao seu tratamento, este está condicionado pela qualidade e quantidade do lixiviado gerado, que por sua vez está sujeito à composição física dos resíduos depositados, pela precipitação ocorrida, pela gestão e manutenção dos operadores do próprio aterro e pelas normas de descargas aplicadas ao efluente de cada estação de tratamento.

Os processos de tratamento de águas residuais, domésticas ou industriais, mais comuns são relativamente eficientes a remover matéria orgânica e sólidos suspensos, removendo azoto numa faixa de valores entre 10-30% (Washington State Department of Health, 2005). A remoção de quantidades significativas de azoto obriga o recurso do processo de nitrificação-desnitrificação, que inclui a oxidação do amoníaco (NH_4) a nitrato (NO_3) – nitrificação – e posteriormente a redução das formas oxidadas a azoto gasoso (N_2) – desnitrificação. A nitrificação envolve um acréscimo dos custos de energia associados ao consumo de oxigénio no processo de oxidação. Por outro lado, a desnitrificação obriga à materialização de uma etapa anóxica, que ocorre na ausência de oxigénio molecular e na presença de nitrato e de carbono orgânico. É relativamente comum que o tratamento de lixiviados inclua, para além de processos biológicos, outro tipo de tratamentos complementares, que garantem uma maior eficiência, mas que introduzem complexidade ao sistema (Washington State Department of Health, 2005).

A nitrificação/desnitrificação biológica é considerada a solução mais económica e, tecnicamente, adequada (Washington State Department of Health, 2005). Existem muitas tecnologias emergentes capazes de remover o azoto com maior eficiência, no entanto apresentam como principais desvantagens os elevados custos de investimento, gerando, por vezes, quantidades significativas de subprodutos indesejáveis. A osmose inversa é um exemplo desse tipo de tecnologia (IRAR, 2008). Porém, é uma tecnologia muito procurada por ter a capacidade de remover compostos orgânicos e inorgânicos em simultâneo, e por reduzir consideravelmente o volume de fluxos de resíduos (Williams, 2003).

1.2 Objetivos

Um dos principais objetivos do presente trabalho foi efetuar uma revisão do estado da arte dos processos e das tecnologias associados ao tratamento das águas lixiviantes em aterros sanitários e, em particular, no que respeita à remoção do parâmetro azoto. Após a revisão do estado da arte são descritos os tratamentos que em regra são utilizados nas ETAL nacionais, salientando-se que aqueles têm igualmente alguma aplicabilidade industrial. Sendo a remoção do azoto neste momento uma limitação da EPTAL do aterro sanitário intermunicipal da ilha de S. Miguel, nos Açores, o segundo objetivo desta dissertação foi avaliar qual ou quais as soluções que melhor permitiriam fazer face à presença de azoto em excesso, para que a EPTAL passasse a cumprir o regulamento de descarga a que está sujeita.

1.3 Metodologia geral

A metodologia que se adotou na dissertação passa por, em primeiro lugar e com base no estudo das potencialidades de remoção de determinados parâmetros característicos das águas lixiviantes, efetuar uma abordagem à eficiência e à eficácia dos diferentes tipos de tratamento aplicados aos lixiviados em geral e, em particular, em Portugal.

Em seguida, e após se sintetizar a informação relativa ao enquadramento legal e à caracterização da ETRS e da respetiva EPTAL da ilha de S. Miguel, nos Açores, efetuou-se uma análise do processo do funcionamento da EPTAL.

Com base nessa análise foi possível confirmar a premissa inicial do incumprimento da norma de descarga relativamente ao parâmetro azoto, tendo em conta os valores limites constantes do regulamento dos Serviços Municipalizados da Câmara Municipal de Ponta Delgada (que limita os parâmetros qualitativos de descarga do efluente) e a monitorização correspondente aos anos 2012, 2013 e 1º trimestre de 2014.

Considerando que agora existe a intenção, por parte da operadora de gestão de resíduos, de adquirir um equipamento por osmose inversa, as soluções que se apresentam debruçam-se inicialmente na avaliação técnico-económica deste tipo de tratamento, durante um período de 5 anos.

Aquele período temporal corresponde ao tempo que se espera ser o mínimo para a entrada em funcionamento de uma central incineradora nos Açores, que implicará uma mudança radical na gestão do aterro a partir do momento que aquela central inicie a sua operação.

As restantes soluções são apresentadas nas conclusões como alternativas ao processo de decisão da operadora.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. Caracterização dos sistemas de proteção ambiental nos aterros sanitários

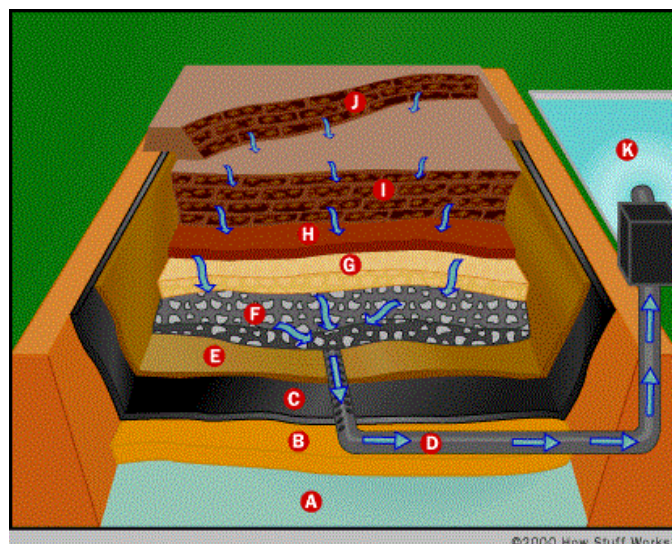
A conceção e o dimensionamento de um aterro sanitário incluem, necessariamente os correspondentes sistemas de proteção ambiental, com o objetivo de proteger os solos subjacentes, os cursos de água superficiais e limitar a poluição atmosférica. Deste modo, os sistemas de proteção ambiental incluem:

- ✓ Sistema de impermeabilização do fundo do aterro;
- ✓ Sistema de impermeabilização e proteção de taludes;
- ✓ Sistema de drenagem pluvial e respetivo controlo;
- ✓ Sistema de drenagem e captação das águas lixiviantes;
- ✓ Sistema de tratamento das águas lixiviantes;
- ✓ Sistema de drenagem, captação, queima e, ou aproveitamento do biogás.

O sistema de impermeabilização do fundo do aterro e proteção de taludes, que se apresenta na figura 2.1, inclui a BARREIRA ATIVA, constituída por uma geomembrana HDPE de 2,0 mm de espessura, protegida superiormente por geotêxtil não tecido, e a BARREIRA PASSIVA, constituída por uma barreira geológica natural ou artificial, composta em regra por solos argilosos compactados, cumprindo com as exigências da Directiva 1999/31/CE, de 26 de Abril.

Por outro lado, os sistemas de drenagem pluvial (sistema separativo na base do aterro) e de captação de águas lixiviantes estão inseridos na camada drenante colocada sobre o sistema de impermeabilização, com uma espessura mínima de 0,5 m e um coeficiente de permeabilidade $K = 10^{-4}$ m/s. Esta camada drenante protege as valas principais e secundárias que, possuindo coletores perfurados a meia cana, permite captar e drenar as escorrências líquidas (águas lixiviantes) para um poço de captação. No que respeita às águas pluviais superficiais, estas são captadas e drenadas em valas complementares, sendo normalmente desviadas para o exterior.

O tratamento de águas lixiviantes tem por objetivo devolver ao meio recetor natural os efluentes líquidos tratados através da sequência de operações unitárias e de processos químicos e, ou biológicos. As águas lixiviantes podem, em alternativa, ser pré-tratadas e encaminhadas para uma ETAR municipal situada na proximidade, sempre que permitam atingir os valores limites de descarga do respectivo regulamento municipal.



- | | |
|--|--|
| A – Água subterrânea | G – Camada drenante |
| B – Solo Argiloso compactado | H – Camada de regularização com terras |
| C – Geomembrana HDPE (2,0 mm) | I – Massa de resíduos antiga |
| D – Sistema de drenagem e captação de lixiviados | J – Massa de resíduos recente |
| E – Geotêxtil não-tecido | K - ETAL |
| F – Gravilha/areão | |

Figura 2.1 – Exemplo da estrutura e componentes de um aterro sanitário (adaptado de How Stuff Works, 2000)

2.2.Caracterização dos lixiviados

As águas lixiviantes são os efluentes residuais líquidos de um aterro sanitário, constituídos essencialmente por matéria orgânica, proveniente dos resíduos mais putrescíveis, e ácidos inorgânicos (Levy e Cabeças, 2006). Na ausência de tratamento, a presença deste efluente pode afetar a vida aquática devido à redução do oxigênio dissolvido na água, provocado pela oxidação biológica da matéria orgânica, do amoníaco (NH_3), em nitrito (NO_2) e nitrato (NO_3) (WEF, 1998), e de outros compostos orgânicos e inorgânicos.

As águas lixiviantes contêm elevadas concentrações de amoníaco, que variam ao longo dos anos de deposição dos resíduos em aterro (200-4000 mg.N.L⁻¹) e de compostos orgânicos pouco biodegradáveis (Geens *et al.*, 2000). Apresentam habitualmente uma cor escura, um acentuado odor e carga orgânica variável ao longo do tempo (Levy e Cabeças, 2006). Uma elevada concentração de azoto amoniacal (> 10 mg N.L⁻¹) numa massa de água pode criar numerosos problemas para o ambiente, podendo contribuir de um modo significativo para potenciar a eutrofização (Mpenyana, 2008). Os lixiviados apresentam-se, normalmente, como resíduos remanescentes líquidos que podem poluir as águas superficiais, subterrâneas e os solos, sendo por isso fundamental que uma infraestrutura como um aterro sanitário esteja revestida por um

adequado sistema de impermeabilização, que evite contato com os solos e possua uma ETAL ou uma EPTAL para o tratamento dos lixiviados produzidos.

Os lixiviados são caracterizados por um conjunto significativo de parâmetros que incluem a CQO, a CBO₅, pH, os SST, azoto amoniacal (NH₃) e metais pesados. Este conjunto de parâmetros permite não só caracterizar o lixiviado bruto à entrada de uma estação de tratamento de lixiviados, como também avaliar a eficiência do tratamento aplicado, quando se medem os seus valores à saída. Na tabela 2.1 resumem-se as faixas de valores, bem como os respetivos valores médios, comumente associados aos vários parâmetros que caracterizam os lixiviados.

Tabela 2.1 – Composição típica das águas lixivantes (Levy e Cabeças, 2006)

Parâmetro	Valores extremos (mg/ L)	Valores típicos (mg/ L)
CBO ₅	500 a 5 000	2 000
COT	1 3000 a 20 000	6 000
CQO	2 000 a 45 000	10 000
Sólidos em suspensão totais	200 a 1 000	500
Azoto orgânico	10 a 600	200
Azoto amoniacal	300 a 3 000	1 500
Nitratos	5 a 40	25
Fósforo total	1 a 70	30
Ortofosfatos	1 a 50	20
Alcalinidade em CaCO ₃	1 000 a 10 000	3 000
pH	5,3 a 8,5	6
Dureza total em CaCO ₃	300 a 10 000	3 500
Cálcio	200 a 3 000	1 000
Magnésio	50 a 1 500	250
Potássio	200 a 2 000	300
Sódio	200 a 2 000	500
Cloretos	100 a 3 000	500
Sulfatos	100 a 1 500	300
Ferro total	50 a 600	60

De acordo com Levy e Cabeças (2006), os parâmetros mais críticos e mais difíceis de controlar são a CBO₅, CQO, COT, azoto amoniacal, nitratos e azoto total. Estes aspetos são acomodados na legislação, que se apresenta no capítulo 3.1, que procura limitar o efeito decorrente da sua descarga no meio hídrico.

Os subprodutos que são gerados num aterro sanitário decorrem dos processos de decomposição biológica dos resíduos depositados em aterro, de acordo com a figura 2.2. Estes processos biológicos estão, por sua vez, interrelacionados com os processos físicos e químicos e podem demorar décadas até atingirem a última fase do processo (Williams, 1998).

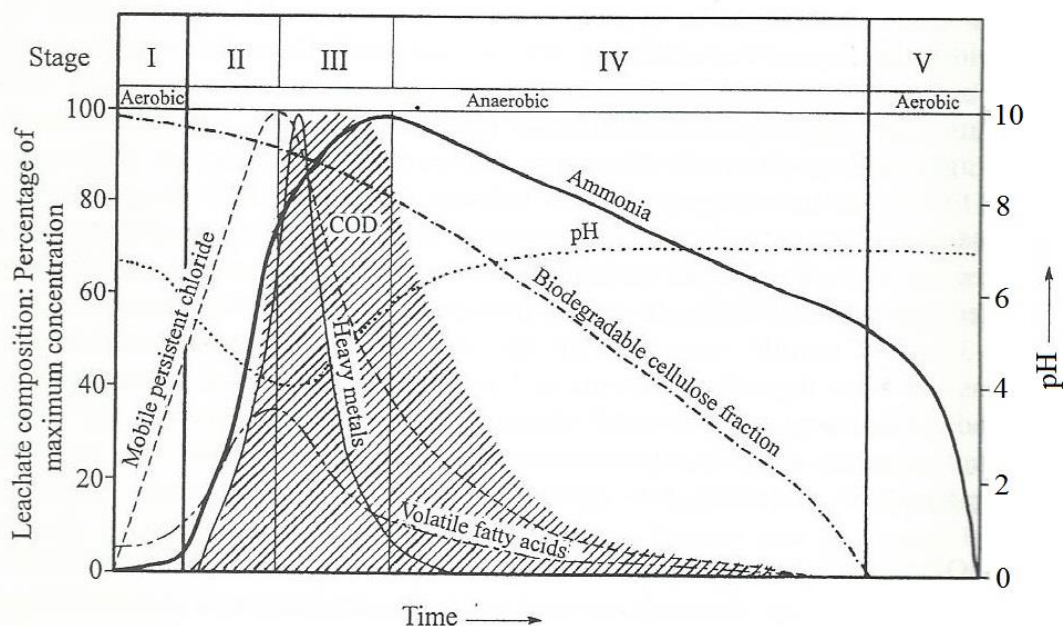


Figura 2.2 – Composição dos lixiviados ao longo das etapas de decomposição dos resíduos biodegradáveis (Waste Management Paper 26B, Landfill Design, Construction and Operational Practice. Department of the Environment, HMSO, London, 1995)

Como se pode observar na figura 2.2 as concentrações de alguns dos parâmetros mencionados anteriormente são variáveis ao longo do tempo. Estas variações estão associadas à sequência de processos biológicos que ocorrem ao longo do tempo de vida do aterro. Seguidamente são descritos os processos biológicos mais relevantes em cada uma das etapas da figura 2.2 e os seus efeitos:

- **Etapas I – Hidrolise/Degradação aeróbia**

Durante a deposição dos resíduos em aterro, sob condições aeróbias, e até existir disponibilidade de oxigénio no meio, os microrganismos aeróbios metabolizam o oxigénio e parte da fração orgânica nos resíduos para produzir hidratos de carbono simples, dióxido de carbono, água e calor.

O calor gerado pela degradação exotérmica pode aumentar a temperatura da massa de resíduos para valores entre os 70 – 90° C (McBean *et al.*, 1995; Waste Management Paper 26B, 1995). No entanto, quanto maior a compactação dos resíduos menor a temperatura, devido à baixa disponibilidade do oxigénio.

Os principais produtos gerados na hidrólise são a água e o dióxido de carbono. Este último pode ser libertado sob a forma de gás ou pode ser absorvido pela água, sob a forma de ácido carbónico, conferindo acidez ao lixiviado. A hidrólise dura apenas alguns dias ou algumas semanas,

dependendo do oxigénio disponível na massa de resíduos, do grau de compactação e da rapidez com que o resíduo é coberto por terras.

- **Etapa II – Hidrólise e fermentação**

Como o processo da etapa I consome a maior parte do oxigénio existente, as condições anaeróbias começam a desenvolver-se. Deste modo, nesta etapa dominam os microrganismos anaeróbios facultativos, que toleram condições reduzidas de oxigénio.

Os hidratos de carbono, proteínas e lípidos existentes nos resíduos são hidrolisados em açúcares que por sua vez são decompostos em dióxido de carbono, hidrogénio, amoníaco e ácidos orgânicos. Estes ácidos orgânicos incluem, maioritariamente, ácido acético, mas também são produzidos outros ácidos incluindo o propiónico, o butírico, o ácido láctico e o fórmico, dependendo da composição inicial dos resíduos em aterro.

Os lixiviados gerados nesta etapa contém elevadas concentrações de azoto amoniacal. As temperaturas na massa de resíduos decrescem para valores entre os 30 e 50°C e as concentrações dos gases podem subir para 80% de dióxido de carbono e 20% de hidrogénio (Waster Management Paper 26, 1986; Waste Management Paper 26B, 1995).

- **Etapa III – Acetogénese**

Nesta fase os ácidos orgânicos formados na etapa II são convertidos em ácido acético e derivados de ácidos acéticos, dióxido de carbono e hidrogénio sob condições anaeróbias por microrganismos acetogénicos. Outros microrganismos convertem diretamente os hidrocarbonetos em ácido acético na presença de dióxido de carbono e hidrogénio, por isso estes dois últimos compostos decrescem na etapa III.

A diminuição do hidrogénio promove o desenvolvimento dos microrganismos metanogénicos que geram metano e dióxido de carbono através dos ácidos orgânicos e seus derivados. As condições ácidas da acetogénese aumentam a solubilidade dos iões metálicos e a sua concentração no lixiviado. Por outro lado, as concentrações elevadas dos ácidos orgânicos, iões cloreto, iões amónia e iões fosfato, nos lixiviados, rapidamente formam complexos com iões metálicos, causando um grande aumento na sua solubilização. A presença de ácidos orgânicos diminui o pH da solução para valores inferiores a 4 (Moss, 1997).

- **Etapa IV – Metanogénese**

Esta etapa é a que produz maior quantidade de gás, tipicamente constituído por metano (60%) e dióxido de carbono (40%), e é a que dura mais tempo (pode durar vários anos). Como as condições de anaerobiose se mantêm, tal como na etapa II e III, os microrganismos metanogénicos, na ausência de hidrogénio, continuam a gerar metano e dióxido de carbono através dos ácidos orgânicos e seus derivados. Por outro lado, como a degradação microbiana de ácidos orgânicos aumenta, o pH na metanogénese aumenta para 7 – 8 (Williams, 1998). Ao mesmo tempo também pode ser produzido metano por intermédio de outros microrganismos que metabolizam o hidrogénio e o dióxido de carbono e libertam, para além do metano, água.

Existem dois tipos de microrganismos metanogénicos que atuam na metanogénese: as bactérias mesofílicas, que se são mais ativas entre os 30 e 35°C, e as bactérias termofílicas que se são mais ativas entre os 45 e 65°C (Williams, 1998). A temperatura ideal da massa de resíduos para gerar biogás localiza-se entre os 30 e 45°C (Williams, 1998), e a maioria dos aterros consegue alcançar esta gama de temperatura, porém quando é inferior a 15°C a degradação biológica decresce, bem como a produção de biogás.

Geralmente, o aterro só produz quantidades significativas de metano depois de 3 a 12 meses de deposição de resíduos e a sua produção pode durar entre 15 a 30 anos, dependendo do desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios, da velocidade de degradação dos resíduos e das condições meteorológicas do local (DTI, 1996).

- **Etapa V – Oxidação**

A oxidação resulta das últimas degradações de ácidos para produzir metano e dióxido de carbono. Novos microrganismos aeróbios aparecem para converter metano residual em dióxido de carbono e água, e para reestabelecer condições aeróbias.

Estas várias etapas de degradação dos resíduos em aterro são, porém, influenciadas por vários fatores. Quando a profundidade do aterro excede os 5 m, este tende a criar melhores condições de anaerobiose e, conseqüentemente, maior produção de biogás (Williams, 1998). Os aterros com menor profundidade permitem o estabelecimento de melhores condições aeróbias, devido ao maior contacto com o ar atmosférico, mas por pouco tempo, reduzindo a taxa de biodegradação da etapa I (Williams, 1998).

As características da composição física e química dos materiais que constituem os resíduos a depositar em aterro, definem a sua maior ou menor biodegradabilidade e a produção de lixiviados

e biogás. Por um lado a compactação da massa de resíduos permite a deposição de um maior volume de resíduos e contribui para uma maior produção de lixiviado e biogás. Por outro lado, se a compactação for excessiva, a produção de lixiviados pode ser limitada (IRAR, 2008) bem como a percolação da água proveniente da precipitação pluvial (Williams, 1998; IRAR, 2008). Esta última é responsável pela maior parte dos lixiviados produzidos bem como pela humidade, que varia entre 15 a 40% e tem valores típicos de 30% (Moss, 1997), e pela circulação de nutrientes essenciais ao desenvolvimento dos microrganismos.

A temperatura interna da massa de resíduos indica o tipo de microrganismos mais ativos num determinado momento. Enquanto as bactérias aeróbias podem aumentar a temperatura dessa massa para 80°C (Williams, 1998), se esta for bem arejada, ou seja, se for moderadamente compactada, as bactérias das etapas II, III e IV diminuem a temperatura para 30 – 50°C (Waste Management Paper 26B, 1995). O clima, determinado pela localização geográfica, também pode influenciar a temperatura no aterro e a quantidade de lixiviados produzidos. O pH influencia a atividade microbiana determinando a disponibilidade de certos nutrientes em solução (Williams, 1998). Por último, o tipo de gestão e de operação do aterro também afeta a qualidade e quantidade dos lixiviados (IRAR, 2008).

A tabela 2.2 apresenta a variação qualitativa dos lixiviados ao longo do tempo, associados aos RU. Nesta tabela também estão incluídos os rácios de CBO₅/CQO e COT/CQO como indicadores da biodegradabilidade do lixiviado.

Tabela 2.2 – Classificação qualitativa dos lixiviados consoante a idade do aterro (Alvarez-Vazquez *et al.*, 2004)

Parâmetros qualitativos	< 1 ano	1 – 5 anos	> 5 anos
pH	6,5	6,5 – 7,5	> 7,5
CQO (mg/L)	> 15 000	3 000 – 15 000	< 3 000
CBO ₅ /CQO	0,5 – 1	0,1 – 0,5	< 0,1
COT/CQO	< 0,3	0,3 – 0,5	> 0,5
NH ₃ -N (mg/L)	< 400	400	> 400
Metais pesados (mg/L)	> 2	< 2	< 2
Compostos orgânicos	80% AGV	5 – 30% AVG+AH+AF	HA+FA

AGV = Ácidos Gordos Voláteis; AH = Ácidos Húmicos; AF = Ácidos Fúlvicos

De acordo com a informação contida nesta tabela à medida que a idade do aterro aumenta, a concentração da matéria orgânica expressa em CQO diminui e a concentração de azoto amoniacal (NH₃-N) aumenta. A presença de amoníaco e a sua crescente concentração nos aterros sanitários, até uma determinada idade, resulta da hidrólise e da fermentação de açúcares contidos nas frações biodegradáveis, como já foi mencionado na etapa II da decomposição dos resíduos biodegradáveis. A CQO tem uma concentração elevada no primeiro ano, o que poderá

corresponder às etapas II e III, mas inicia a sua redução em 1 – 5 anos, o que pode corresponder à etapa IV – metanogénese (Waste Management Paper 26, 1986; McBean *et al.*, 1995; Waste Management Paper 26B, 1995; Westlake, 1995).

Por ser um dos principais problemas associados à composição dos lixiviados, as opções de remoção da amónia no tratamento de águas lixivantes são inúmeras, desde a aplicação de métodos físico-químicos a biológicos. A nitrificação e desnitrificação biológicas são os métodos tradicionais utilizados para remover azoto em ETAR e ETAL (Shiskowski and Mavinic, 1998), envolvendo duas etapas. Na primeira, a amónia é convertida pelas bactérias autotróficas, em condições aeróbias, a nitrato (nitrificação) e na segunda o nitrato é convertido a azoto gasoso pelos organismos facultativos heterotróficos, em condições anóxicas (desnitrificação) (Metcalf & Eddy, 1991). As bactérias autotróficas utilizam carbono inorgânico para a síntese celular, enquanto os organismos facultativos heterotróficos utilizam o carbono orgânico (Metcalf & Eddy, 1991). Porém, se a zona anóxica for deficiente em carbono orgânico, o processo de desnitrificação biológica pode ser fortemente limitado (Ra *et al.*, 2000). Nesta zona, a razão carbono:azoto deve ser pelo menos de 2:1, para que a reação de desnitrificação se complete (Metcalf & Eddy, 1991).

Os processos biológicos têm-se revelado muito eficazes na remoção da matéria orgânica e dos compostos azotados em lixiviados jovens em que a razão CBO₅/CQO é elevada (> 0,5), mas, com o tempo, a presença de ácidos húmicos e fúlvicos tende a limitar a eficiência do processo (Lema, *et al.*, 1988).

É importante salientar que a evolução bioquímica dos lixiviados produzidos em aterro, cuja composição é variada e complexa, condiciona o seu tratamento. Por esta razão, exige-se cada vez mais a aplicação de processos físicos, químicos e biológicos em conjunto. A variedade e a complexidade dos lixiviados decorrem da presença de diversos poluentes orgânicos e inorgânicos, que obrigam a um tratamento adequado antes do lançamento desse resíduo no meio recetor. O estudo e a aplicação de técnicas que melhoram o seu tratamento tornam-se assim imprescindíveis para cumprir os parâmetros da legislação vigente. Face à necessidade de redução da concentração dos principais compostos (entre eles os metais tóxicos) que possam comprometer o processo biológico de tratamento do lixiviado, o estudo de processos físicos e químicos merece constante investigação (Junior *et al.*, 2010).

2.3. Operações e processos de tratamento de lixiviados

Atualmente, a variedade de operações e processos disponíveis para o de tratamento de lixiviados, exige uma análise detalhada das características do aterro sanitário, e, conseqüentemente, das suas águas lixiviantes.

No caso particular do lixiviado dos RU, cujo tratamento constitui o caso de estudo que suporta esta dissertação, importa referir que são caracterizados por terem concentrações iniciais de matéria orgânica muito elevadas, concentrações de CQO > 20 000 mg/L e razões $CBO_5/CQO > 0,5$, que decrescem para 2 000 mg/L, quanto à CQO, e para valores inferiores a 0,25, quanto à CBO_5/CQO , num período de 2 a 10 anos (Williams, 1998). Por outro lado, são igualmente caracterizados por conterem elevadas concentrações de azoto (> 1 000 mg/L), das quais mais de 90% são NH_3-N (Williams, 1998).

A figura 2.3 apresenta algumas sequências típicas de operações e processos utilizados no tratamento de lixiviados.

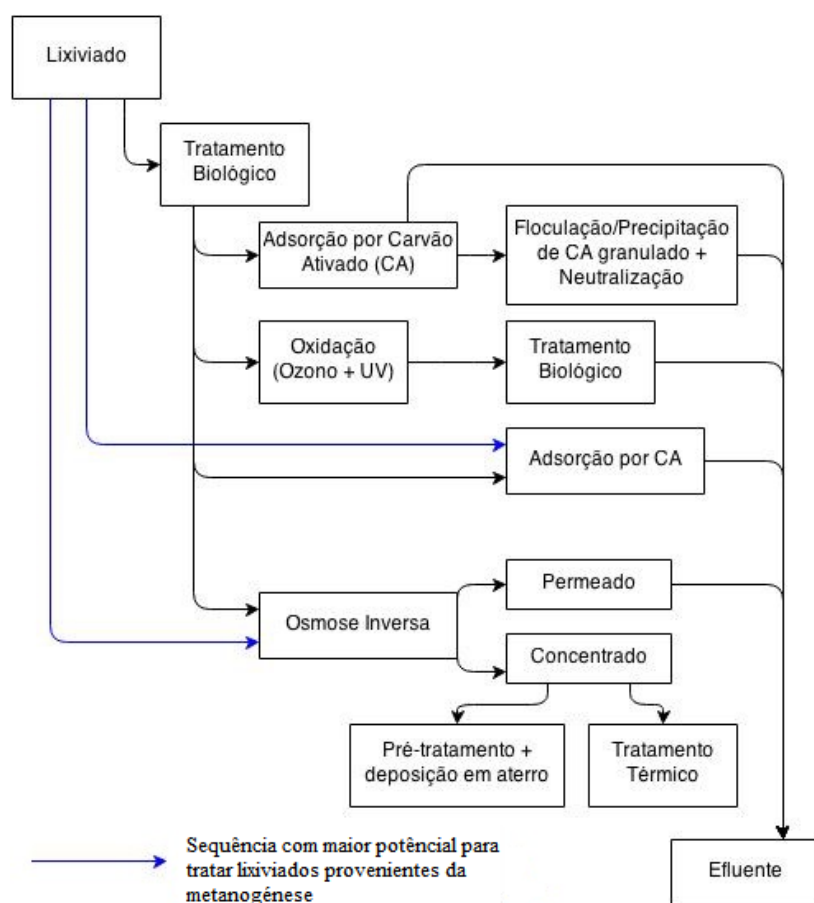


Figura 2.3 – Sequências combinando diferentes processos e operações para o tratamento de lixiviados (modificado por Ehrig *et al.* (Stegmann *et al.*, 2005))

Estas sequências podem ser ajustadas consoante a concentração dos parâmetros à entrada, mas também é possível selecionar, como base na eficiência, as sequências que mais se adaptam a determinadas concentrações dos parâmetros no lixiviado bruto. A tabela 2.3 apresenta a capacidade de remoção de dois parâmetros característicos das águas lixiviantes, a CQO e o NH₄-N, para as sequências referidas na figura anterior.

Tabela 2.3 – Exemplos de sequências, de processos e operações, para o tratamento de lixiviados com diferentes concentrações de CQO e NH₄-N (ATV Group 7.2.26, Anonymus, 1993 (Stegmann *et al.*,2005))

CQO (mg/L)		NH ₄ -N (mg/L)	
Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Tratamento biológico – Adsorção por carvão ativado (CA) – Flocculação/precipitação + Neutralização			
1 571	76	579	0,09
686	51	528	0,7
Tratamento biológico – Ultrafiltração – Adsorção por carvão ativado (CA)			
1 000 – 12 000	<200	400 – 800	<10
Tratamento biológico – Oxidação química (ozono + UV)			
320 – 5 796	30 – 137	125 – 1 350	0,4 – 36,2
Tratamento biológico – Oxidação química (ozono + UV) – Tratamento biológico			
1 200 – 4 000	18 – 150	600 – 1 900	0,1 – 9
Tratamento biológico – Oxidação química (ozono + UV) – Tratamento biológico – Adsorção por CA			
758 – 1 332	1 – 85	375 – 885	0,1 – 0,6
Osmose inversa (com um estágio de filtração)			
4 124	20	577	8
1 550	68	750	7
Osmose inversa (com dois estágios de filtração)			
1 590 – 2 980	4 – 25	900 – 1 800	4,4 – 8,8
Tratamento biológico – Osmose inversa (com um estágio de filtração)			
446 – 872	5,3 – 27	80 – 396	0,03 – 10,1
Tratamento biológico – Osmose inversa (com dois estágios de filtração)			
1 366 – 3 010	<2	130 – 854	6,3

Observando a tabela 2.3 é possível identificar concentrações brutas de CQO relativamente baixas, comparativamente à tabela 2.1, que apresenta as concentrações típicas das águas lixiviantes. Esta diferença pode dever-se à forma como são geridos os resíduos em diferentes aterros ou às idades médias dos aterros analisados nas duas tabelas.

Normalmente, a combinação de determinados tratamentos adequa-se às características do lixiviado em questão, bem como às características do meio de descarga, como se pode observar na tabela 2.4.

Tabela 2.4 – Tipos de tratamentos de lixiviados (The World Resource Foundation, Technical Brief. Landfill Techniques. The World Resource Foundation, Tonbridge, 1995)

Tipos de lixiviados	Descarga em coletores de ETAR	Descarga em meio hídrico de água doce	Descarga em meio hídrico de água salgada
Lixiviado de resíduos perigosos	B+C e/ou D	B+C e/ou D	B+C e/ou D
Lixiviado de RU	A ou B ou A+C	B+C e/ou D	A ou B ou A+C
Lixiviados de resíduos não perigosos, com pouca carga orgânica	C	A ou B+C e/ou D	A ou A+C
Lixiviados de resíduos inorgânicos	C ou D	C e/ou D	–
Lixiviados de resíduos inertes	–	–	–

Legenda:

A – Tratamento biológico e/ou *Air Stripping* (remoção de matéria orgânica degradável e de amoníaco)


B – Tratamento biológico e/ou *Air Stripping* (remoção de matéria orgânica degradável, de azoto amoniacal e nitratos), complementado por tratamento por Carvão Ativado (remoção de matéria orgânica não biodegradável)

C – Ajustamento do pH/Precipitação/Filtração e/ou tratamento por Carvão Ativado (remoção de metais dissolvidos, sólidos suspensos e matéria orgânica não degradável)

D – Osmose Inversa ou Evaporação (pré-concentração de sólidos dissolvidos ou matéria orgânica solúvel)

 Tratamento sempre necessário

 Tratamento nem sempre necessário

 Tratamento normalmente não necessário

De forma a compreender as principais vantagens e desvantagens das operações e processos de tratamento, que mais se adequam ao tratamento das águas lixiviantes, provenientes de RU, são seguidamente descritas as suas capacidades de remoção ao longo do tempo.

2.3.1. Tratamento combinado com água residual doméstica

Quando a opção recai no tratamento combinado com água residual doméstica, o lixiviado é recolhido e encaminhado para uma ETAR urbana próxima, não havendo um tratamento dedicado, o que facilita a manutenção e o baixo custo de operação no aterro sanitário. Contudo, o

encaminhamento dos lixiviados para uma ETAR urbana, introduz compostos orgânicos dificilmente biodegradáveis e metais pesados que podem reduzir a eficiência do tratamento.

O caudal das águas lixiviantes pode sofrer variações sazonais significativas devido à precipitação, escoamento superficial e evapotranspiração (Ruland *et al.*, 1994) e, por essa razão, a concentração e a predominância dos seus contaminantes também varia. Em algumas situações o lixiviado é pré-tratado *in situ* para remover contaminantes específicos e reduzir os custos de operação a jusante, de forma a tornar o lixiviado aceitável para o tratamento posterior em ETAR e cumprir a legislação de descarga. A sobrecarga orgânica e a presença de metais pesados são frequentemente citados como razões para regular a descarga do lixiviado (Ruland *et al.*, 1994). De acordo com Diamadopoulos *et al* (1997) quando o rácio entre as águas residuais domésticas/águas lixiviantes é de 9/1, aproximadamente 95% da CBO₅ e 50% do azoto podem ser removidos por dia através de reatores descontínuos sequenciais. A remoção da CQO e NH₃-N aumentará quanto maior for o rácio entre as águas residuais domésticas/águas lixiviantes. A qualidade do efluente poderá ser melhorada através da adição de carvão ativado em pó.

2.3.2. Recirculação

Uma das formas tradicionalmente utilizadas e menos dispendiosas de tratar o lixiviado é recirculá-lo, ou seja, introduzi-lo de novo no aterro. A recirculação não só amortece as variações de caudal como também melhora a qualidade do lixiviado (Ruland *et al.*, 1994), acelerando a conversão da matéria orgânica em produtos intermédios e produtos finais (Worrell e Vesilind, 2012). Por forma a melhorar este processo, o local para onde as águas lixiviantes são recirculadas deve ser variar ao longo do tempo (Worrell e Vesilind, 2012). Um estudo realizado por Bae *et al.* (1998) concluiu que a recirculação do lixiviado permitia a distribuição de nutrientes e enzimas, provenientes da degradação dos sólidos e líquidos, na fase da metanogénese. Também Rodriguez *et al.* (2004) obtiveram valores entre os 63-70% para a redução de CQO, numa instalação piloto anaeróbia com recirculação. Para além da redução de CQO, a recirculação diminuiu o tempo de estabilização do aterro de 15 a 20 anos para 2-3 anos (Worrell e Vesilind, 2012). Por outro lado, Ledakowicz e Kaczorek (2004) constataram que a recirculação pode elevar a concentração de ácidos orgânicos, diminuindo o pH para valores inferiores a 5 e, consequentemente, inibir a metanogénese. Abbas *et al.* (2009) concluíram que apesar de a recirculação do lixiviado em aterro produzir um lixiviado mais estabilizado que contém uma menor concentração de carbono biodegradável, as elevadas concentrações de amoníaco permanecem. Assim, a CQO e CBO₅ são removidas, mas o amoníaco aumenta. Por outro lado, problemas operacionais como a libertação de odores e formação de precipitado têm gerado preocupações (Ruland *et al.*, 1994).

2.3.3. Processos biológicos – aeróbios

As lagoas aeróbias constituem a solução mais económica e eficaz para remover agentes patogénicos e matéria orgânica e inorgânica. Porém, a dependência deste processo em relação à temperatura limita a atividade microbiana. Por outro lado, os processos de lamas ativadas apresentam eficiências elevadas de remoção do carbono orgânico, de oxidação do amoníaco e de remoção de nutrientes, mas apresentam elevados custos de energia, elevada produção de lamas, podendo ocorrer igualmente inibição microbiana. Por outro lado, problemas na separação sólido/líquido podem limitar de um modo significativo o seu desempenho.

O recurso a reatores descontínuos sequenciais (RDS), que constitui uma variante do processo de lamas ativadas, é outro dos processos aeróbios que promove a oxidação do carbono orgânico e a nitrificação, com remoções de CQO próximas dos 75% (Dollerer *et al.*, 1996; Kargi *et al.*, 2004). Outra vantagem da utilização dos RDS em lixiviados reflete-se na flexibilidade deste sistema face à variabilidade da quantidade e qualidade do lixiviado.

O *Moving-Bed Biofilm Reactor* (MBBR) garante concentrações superiores de biomassa, comparativamente aos processos convencionais de lamas ativadas, e apresenta menor sensibilidade aos compostos tóxicos (Loukidou *et al.*, 2001). Mas, na generalidade dos casos, as lagoas arejadas constituem o melhor compromisso entre eficiência e o respetivo custo removendo agentes patogénicos, matéria orgânica e inorgânica com encargos de operação e manutenção reduzidos (Zaloum R. e M. Abbott, 1997).

As lagoas de macrófitas são outro exemplo de processos biológicos que, no entanto, são mais utilizadas na afinação do efluente final (Levy e Santana, 2004). De acordo com estes autores, este processo permite obter eficiências de remoção que variam entre os 7% e os 12% para a CQO, 25% a 43% para a CBO₅, 13% a 53% para os SST e 2% a 44% para os SSV. O azoto total é o parâmetro, relativamente ao qual este processo é mais eficaz, com uma eficiência de remoção que pode atingir os 67%.

Em Portugal Continental, a maioria das ETAL possui lagoas de regularização a montante por forma a homogeneizar e equalizar o caudal do lixiviado. Alguma carga afluente é removida por sedimentação e por processo oxidativos, mas estas lagoas ocupam uma área relativamente grande e são uma fonte significativa de odores (Levy e Cabeças, 2006). De acordo com Levy e Santana (2004), as lagoas de regularização permitem obter eficiências de remoção que variam entre os 36% e os 71% para a CQO e entre os 50% e os 68% para a CBO₅. As eficiências de remoção dos SST e dos SSV aproximam-se dos 55% e dos 46%, respetivamente. Quanto à eficiência de

remoção do azoto total, esta varia entre os 4% e os 73%, registando-se uma menor qualidade do efluente ao nível dos nitratos.

Entre os parâmetros de controlo frequentemente utilizados no processo de lamas ativadas, refere-se a relação de carga mássica (F/M). Este parâmetro permite caracterizar a relação entre a carga orgânica, normalmente expressa na quantidade de CBO₅ que entra no tanque de arejamento (que representa a “comida” das bactérias, em kg/dia) e a quantidade de biomassa disponível no reator para removê-la. Este parâmetro está, por outro lado, relacionado com a idade das lamas, isto é, o tempo médio de permanência da biomassa no sistema. Quanto maior a idade das lamas, menor a quantidade de “comida” existente para quantidades idênticas de microrganismos e menor a taxa de respiração endógena (Droste, 1997). Esta situação reflete-se na sedimentação das lamas, porque a redução da taxa de respiração endógena faz com que a biomassa forme polímeros que resultam na floculação natural, em condições de repouso (Droste, 1997). A tabela 2.5 resume os principais parâmetros utilizados quer no dimensionamento, quer na operação de processos de tratamento por lamas ativadas.

Tabela 2.5 – Parâmetros de dimensionamento de sistemas de lamas ativadas (Amaral, 2012)

Sistemas	MS (g/l) (kg/m³)	MVS (g/l) (kg/m³)	β	Factores de carga		Coeficientes				θ _C (dias)	% de remoção T.A.	Tr (horas)	R (%)
				F/M (kg CBO ₅ / /Kg MVS.dia)	fv (kg CBO ₅ / /m³.dia)	lamas em excesso		O ₂ requerido					
						a	b	a'	b'				
BAIXA CARGA OU AREJ. PROLONGADO	4 - 8	3 - 5	0,65	0,03 0,135	≤ 0,3	0,6	0,05	0,55	0,06	≥ 30	≥ 90	16 - 24	100 300
MÉDIA CARGA OU AREJ. CONVENCIONAL	2 - 4	1,5 - 3	0,7	0,2 0,5	0,5 - 1	0,57	0,05	0,5	0,08	4 - 8	90 - 95	4 - 8	30 100
ALTA CARGA OU AREJ. RÁPIDO	0,2 - 0,5	0,14 - 0,35	0,7	1,5 5	1,2 - 2,4	0,55	0,07	0,4	0,1	2 - 4	85 - 90	2 - 4	30 100

MS - Matéria total em Suspensão

MVS ou MLVSS - Matéria Volátil em Suspensão

F/M - factor de carga mássica (fm)

f_v - factor de carga volúmica

R - razão de recirculação (R = Q_r/Q)

a' factor relacionado com a síntese de material celular,
Kg O₂/Kg CBO eliminado

b' Factor de respiração endógena,
Kg O₂/Kg SVS dia

θ_c idade das lamas

β = MVS/ MS x 100

2.3.4. Processos biológicos – anaeróbios

A estabilização anaeróbia é particularmente adequada para o tratamento de efluentes orgânicos com baixa biodegradabilidade (Bull *et al.*, 1983). No período inicial do aterro, a remoção de matéria orgânica através de um reator anaeróbio, por intermédio da metanogénese e da desnitrificação, pode melhorar a nitrificação a jusante num reator aeróbio. Deste modo, o sistema

anaeróbio-aeróbio é recomendado para reduzir simultaneamente matéria orgânica e azoto (Martienssen *et al.*, 1997 e Yangin *et al.*, 2002). Um dos processos de tratamento anaeróbio que tem tido grande aplicabilidade, o *Up-flow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), tem revelado uma eficiência elevada com um tempo de retenção hidráulico baixo (Lin *et al.*, 2000), para temperaturas na ordem dos 20-35°C. Nestas condições, e de acordo com Garcia *et al.* (1996), o rendimento médio da remoção da CQO é superior a 70%, à temperatura ambiente (20-23°C), e 80%, a 35°C. Kennedy e Lentz (2000) obtiveram valores de remoção da CQO de 92% para cargas entre 6 e 19,7 g/L.dia⁻¹ de CQO. Garcia *et al.* (1996) também demonstraram que a eficiência da remoção da CQO não era afetada pela temperatura entre os 15 e os 35°C. A maior desvantagem deste tratamento decorre da sensibilidade às substâncias tóxicas (Sung Sung, *et al.*, 1997) e à baixa eficácia de remoção de azoto amoniacal (Williams, 1998).

2.3.5. Tratamento físico-químico – coagulação/floculação

A coagulação/floculação é usualmente utilizada como um pré-tratamento, anteriormente a processos biológicos e, ou osmose inversa, podendo ser igualmente eficaz na afinação de um processo de tratamento de forma a remover matéria orgânica não-biodegradável. Em alternativa aos coagulantes inorgânicos tradicionais, como o sulfato de alumínio, sulfato ferroso, cloreto férrico e clorosulfato férrico (Amokrane *et al.*, 1997; Zouboulis *et al.*, 2003), podem ser utilizados biofloculantes por forma a reduzir os ácidos húmicos (Zouboulis *et al.*, 2003). De acordo como este autor uma dosagem de 20 mg/L de biofloculante permite remover 85% dos ácidos húmicos. Genericamente, as desvantagens da coagulação/floculação decorrem do aumento do volume de lamas, bem como do alumínio ou ferro.

2.3.6. Tratamento físico-químico – precipitação química

A precipitação química é definida, de uma forma simplificada, como sendo a remoção de substâncias dissolvidas e em suspensão através de uma reação química que forma um precipitado com capacidade para sedimentar (Diniz, 2010). Este processo pode ser utilizado no pré-tratamento de lixiviados para remover elevados teores de azoto amoniacal entre outros compostos não-biodegradáveis (Diniz, 2010; Abbas *et al.*, 2009) e não comprometer o processo biológico de lamas ativadas. Deste modo, para ocorrer a reação química e a formação do precipitado é necessário adicionar produtos químicos como fontes de magnésio e fosfato (Diniz, 2010). O precipitado, também conhecido por precipitado magnésio-fosfato-amónio (PAM), é constituído por estes elementos em concentrações molares iguais e é uma substância branca e cristalina (Doyle e Parsons, 2002). Porém, Li *et al.* (1999) verificaram que quando a presença de 50 mg/L

de azoto amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) em aterro aumenta para 800 mg/L faz baixar a remoção de CQO por precipitação química de 95% para 79%.

2.3.7. Tratamento físico-químico – adsorção

O processo de adsorção é, normalmente, integrado no processo físico-químico e biológico do tratamento de lixiviados ou utilizado simultaneamente no processo biológico. O adsorvente mais usual é o carvão ativado em pó (CAP). O CAP permite uma remoção de CQO e azoto amoniacal de 50-70% (Amokrane *et al.*, 1997), assegura a remoção de metais pesados tóxicos ou compostos orgânicos como AOXs ou PCB e serve de substrato aos microrganismos. Em alternativa podem igualmente ser utilizados zeólitos, vermiculite, ilite, *keolinite*, entre outros.

2.3.8. Tratamento físico-químico – oxidação química

A oxidação química é uma das alternativas para o tratamento de águas residuais que contém substâncias orgânicas solúveis não-biodegradáveis e, ou tóxicas. Os compostos oxidantes comumente utilizados no tratamento de águas lixivantes, como o cloro, o ozono, o permanganato de potássio e o hidrócloro de cálcio, podem remover até 20-50% da CQO (Amokrane *et al.*, 1997). Porém, recentemente, têm sido propostos processos avançados de oxidação (AOP, na terminologia anglo-saxónica) como uma alternativa eficiente para a mineralização de compostos orgânicos persistentes nos lixiviados.

O principal objetivo dos AOP é melhorar a eficiência da oxidação química, aumentando a produção de radicais hidroxilo. A maior parte desses processos utiliza a combinação de oxidantes fortes (como o O_3 e o H_2O_2) com irradiação (por ultravioleta, litografia por feixe de eletrões (*e-beam*) ou ultra-som) e com catalisadores (como os foto-catalisadores e os iões de metais de transição) (Wang *et al.*, 2003).

Um exemplo de AOP é a oxidação por processo Fenton, que utiliza Fe^{2+} e peróxido de hidrogénio (H_2O_2), sem a presença de radiação (Maus *et al.*, 2009). Os inconvenientes associados a estes tratamentos são os elevados custos energéticos dos equipamentos de irradiação (Lopez *et al.*, 2004). Apesar de várias fontes revelarem que utilizar apenas a ozonização tem uma eficácia na remoção de CQO de 50-70% (Bigot *et al.*, 1994 e Steensen, 1997), a maioria considera a sua utilização como um processo de tratamento terciário. Por vezes, a eficiência deste tratamento em lixiviados estabilizados é moderada (Silva *et al.*, 2004).

2.3.9. Tratamento físico-químico – permuta iônica e tratamento eletroquímico

A permuta iônica define-se como sendo uma troca interna reversível de íons entre o estado sólido e líquido. É capaz de remover eficazmente os restos de impurezas metálicas, atendendo aos padrões de exigência cada vez mais rígidos dos países desenvolvidos. Antes de ocorrer este tratamento o lixiviado deve ser sujeito a um tratamento biológico. O inconveniente da troca iônica é a sua viabilidade econômica devido ao elevado custo operacional.

Apesar de o tratamento eletroquímico ser pouco investigado, por causa do elevado consumo energético, Moraes e Bertazzoli (2005) mostraram que, com um caudal de 2 000 L/h durante 18 minutos e uma densidade de corrente de 1 160 A/m², é possível que a remoção de 1 855 mg/L de CQO e 1 060 mg/L de NH₃-N seja de 73% e 49%, respectivamente.

Tanto o tratamento eletroquímico como a permuta iônica não são utilizados à escala industrial, apesar de a permuta iônica ter vindo a ser objeto de interesse na Alemanha, nomeadamente para a remoção de componentes não-biodegradáveis que contêm substâncias húmicas (Fettig, 1999).

2.3.10. Filtração - por membranas: microfiltração, ultrafiltração e nanofiltração

Para além de ser vulgarmente utilizada na afinação de água para consumo, a filtração pode também ser aplicada como um pré-tratamento de uma água residual bruta com uma elevada concentração de sólidos suspensos (Droste, 1997). Um exemplo de tratamento por filtração é o filtro EPI (filtro de areia com ventilação forçada). Este tratamento apresenta eficiências de remoção de CQO, que variam entre os 47% e os 66%, e de SST, que variam entre os 55% e os 73% (Levy e Santana, 2004), que tanto pode ser anterior ou posterior ao tratamento biológico. Quanto ao tratamento por membranas, é mais recorrente utilizar a osmose inversa, apesar de existirem processos alternativos como por exemplo a microfiltração, ultrafiltração e nanofiltração. Estes três últimos, quando utilizados individualmente, constituem, normalmente, um pré-tratamento de outro processo por membranas com uma afinação superior. A microfiltração é um processo que envolve uma baixa pressão em *cross-flow* para separar partículas coloidais e partículas suspensas com um comprimento entre 0,05 – 10 µm. A ultrafiltração é eficiente na remoção de macromoléculas e partículas, contidas no lixiviado, e é geralmente aplicada após um tratamento biológico (Tabet *et al.*, 2002). A nanofiltração tem a capacidade de remover partículas com um peso molecular superior a 300 Da bem como substâncias inorgânicas através de reações electroestáticas entre os íons e as membranas. Este processo permite a eliminação de componentes orgânicos recalcitrantes e metais pesados em águas lixiviantes. As membranas da nanofiltração

são feitas de filmes poliméricos com um *cut-off* molecular entre 200 e 2 000 Da. Contudo, a sua aplicação requer um controlo eficaz das membranas colmatadas (Abbas *et al.*, 2009).

2.3.11. Filtração – por membranas: osmose inversa

A osmose inversa separa, através de uma membrana semipermeável, duas soluções com diferentes concentrações de soluto. Quando o gradiente de pressão é superior à pressão osmótica, a água difunde-se, através da membrana, para o lado com menor concentração de soluto (Metcalf & Eddy, 2003). As elevadas pressões que concentram esse soluto, dissolvido ou em suspensão, com baixo peso molecular, e purificam a água, requerem um elevado consumo de energia (tabela 2.6).

Tabela 2.6 – Consumo energético para diferentes processos de membranas (Metcalf & Eddy, 2003)

Processo de membranas	Pressão aplicada à operação (kPa)	Consumo energético (kWh/m ³)	Recuperação do produto (%)
Microfiltração	100	0,4	94 – 98
Ultrafiltração	525	3	70 – 80
Nanofiltração	875	5,3	80 – 85
Osmose Inversa	1 575	10,2	70 – 85
Osmose Inversa	2 800	18,2	70 – 85

Como foi referido anteriormente, a osmose inversa requer um pré-tratamento que deverá incluir uma acidificação e uma desgaseificação (Silva *et al.*, 2012). A etapa de acidificação protege as membranas dos riscos de precipitação de carbonatos e assegura que o amoníaco se encontra sob a forma de iões e não sob a forma de gás. Como esta etapa produz gás carbónico, que dado o seu estado gasoso consegue atravessar as membranas, e baixa o pH para valores entre 4 e 5, é adicionada a desgaseificação, que tem como objetivo remover o CO₂ do efluente tratado antes da descarga no meio hídrico, de forma a tornar o pH final neutro (Silva *et al.*, 2012).

Relativamente à membrana em si, para que esta esteja continuamente limpa, a maioria das tecnologias de osmose inversa utiliza o processo de “correntes cruzadas”. Este processo consiste na recirculação do concentrado a grande velocidade, tangencialmente à superfície da membrana, de forma a remover os contaminantes que se acumulam na sua superfície (Levy e Cabeças, 2004).

Existem vários tipos de membranas, sendo os mais usuais as membranas planas simétricas e as espirais. As membranas planas simétricas eliminam problemas de auto-limpeza e de controlo da bio-colmatção, para além de proporcionarem o aumento das pressões sem o perigo de deformação. As membranas espirais, para além de terem boas qualidades hidráulicas e de permitirem reduções nos níveis de colmatção, possuem uma maior densidade (relação entre a

superfície de membrana e o volume do módulo), o que diminui os custos de investimento e de operação (Levy e Cabeças, 2004).

A sua elevada eficiência de tratamento decorre da remoção de compostos orgânicos refratários, ou seja, não biologicamente eliminados (Levy e Santana, 2004). De acordo com Linde *et al.* (1995) a eficiência de remoção de CQO é de 98% e de metais pesados é de 99%. Mas, para que a rejeição atinga estes valores, é necessário um pré-tratamento que proteja as dos fenómenos de *fouling* (acumulação e deposição de constituintes na membrana) ou uma limpeza química das mesmas. Esta última é menos aconselhada porque pode prejudicar o funcionamento da unidade de osmose inversa. O pré-tratamento pode consistir no ajustamento do pH, num processo biológico ou numa filtração, como por exemplo os processos compostos por Filtros de Cartucho + Ultrafiltração ou Filtro de Areia + Filtros de Cartucho. Esta última combinação provoca a degradação mais célere das membranas e consequentemente reduz a sua duração. Contudo, é a composição do lixiviado, a operação e a manutenção da unidade que mais determinam o tempo de vida útil das membranas (Levy e Cabeças, 2004).

A produção de um grande volume de concentrado é uma das desvantagens associadas a este processo, e que é normalmente depositado no próprio aterro (Metcalf & Eddy, 2003). Este concentrado proveniente não só da osmose inversa, mas também de um processo de nanofiltração, contem dureza, metais pesados, compostos orgânicos com elevado peso molecular, microrganismos e, algumas vezes, gás sulfídrico. O seu pH é usualmente elevado, o que aumenta a probabilidade da precipitação dos metais em aterro (Metcalf & Eddy, 2003).

Existe ainda outra desvantagem relativa à produção de concentrado. Até à entrada em vigor do Decreto-Lei nº152/02, de 23 de maio, o concentrado era recirculado para o aterro, dado que o seu tratamento tem custos de exploração muito elevados. Depois de ter entrado em vigor, esta legislação torna a prática da recirculação discutível, dado que o concentrado pode ser definido como um resíduo líquido pelo artigo 6º do respetivo diploma, ficando assim interdita a sua deposição em aterro. Por esta razão, existem tratamentos que evaporam e secam ou inertizam o concentrado. O processo de evaporação e secagem remove água e concentra a matéria seca até se obter um granulado, que depois poderá ser depositado num aterro de resíduos perigosos. A inertização consiste na adição de um produto químico e de cimento ao concentrado, de modo a torna-lo inerte. O produto final da inertização já pode ser confinado em aterro. Com a entrada em vigor do Decreto-Lei nº183/09, a reinjecção do concentrado proveniente de uma unidade de tratamento por membranas, das lamas do tratamento de lixiviados e da recirculação já é permitida desde que os impactes ambientais sejam minimizados e a estabilidade estrutural dos taludes e da massa de resíduos sejam garantidos.

2.4. Comparação da eficiência dos diferentes tipos de tratamento de lixiviados

Nas tabelas seguintes apresenta-se a comparação da eficácia dos tratamentos de lixiviados referidos no capítulo 2.3, ao longo do período de existência do aterro, (tabela 2.7) e da eficiência da combinação de tipos de tratamentos de lixiviados (tabela 2.8).

Tabela 2.7 – Eficácia dos tratamentos de lixiviados vs. Idade do lixiviado (Abbas *et al.*, 2009)

Tipo de tratamento	Idade do lixiviado			Objetivo do tratamento
	Novo	Intermédio	Antigo	
Tratamento combinado com água residual doméstica	●	●	●	Remover sólidos suspensos (como o excesso de biomassa e nutrientes)
Recirculação	●	●	●	Melhorar a qualidade do lixiviado (processo mais barato e eficiente)
Processos biológicos				
Aeróbios	●	●	●	Remover sólidos suspensos (prejudicado pelos compostos refratários e excesso de biomassa)
Anaeróbios	●	●	●	Remover sólidos suspensos (prejudicado pelos compostos refratários e pelo biogás)
Tratamento físico-químico				
Coagulação/floculação	●	●	●	Remover metais pesados e sólidos suspensos (produz muitas lamas e tem dificuldade em elimina-las)
Precipitação química	●	●	●	Remover metais pesados e $\text{NH}_3\text{-N}$ (requer posterior eliminação das lamas geradas)
Adsorção	●	●	●	Remover compostos orgânicos (a incrustação do carbono pode ser um problema e a adsorção por carvão ativado granulado é cara)
Remoção de amónio	●	●	●	Remover $\text{NH}_3\text{-N}$ (requer equipamento para o controlo da poluição do ar)
Oxidação química	●	●	●	Remover compostos orgânicos (necessidade de O_3 residual)
Permuta iónica	●	●	●	Remover compostos dissolvidos, cationes e anions (utilizado para afinar um tratamento biológico e tem custos elevados)
Filtração por membranas				
Microfiltração	●	-	-	Remover sólidos suspensos (utilizada depois da precipitação de metais)
Ultrafiltração	●	-	-	Remover compostos com elevado peso molecular (aplicabilidade limitada devido à incrustação do carbono e ao custo elevado)
Nanofiltração	●	●	●	Remover sais de sulfato e iões (requer menos pressão que a osmose inversa, mas é uma opção cara)
Osmose inversa	●	●	●	Remover compostos orgânicos e inorgânicos (exige um pré-tratamento extensivo e é cara)

- Não apropriado
- Pouco apropriado
- Apropriado

Note-se que a osmose inversa revela-se como o processo mais eficiente ao longo do tempo, sendo contudo o mais oneroso. A nanofiltração e a permuta iónica também são eficientes nas três idades de um aterro, apesar de não removerem o mesmo tipo de compostos que a osmose inversa e, de não serem tão utilizados à escala industrial. Deste modo, por forma a facilitar a escolha do tipo

de tratamento (tabela 2.8), os critérios mais relevantes para essa decisão devem incluir o conhecimento dos parâmetros a reduzir ao longo do tempo (descritos no capítulo 2.2), o tipo de aterro, e as normas de descarga locais, tendo sempre em vista a respectiva avaliação económica.

Tabela 2.8 - Eficiências dos processos de tratamento das ETAL avaliadas no estudo do CESUR em 2004 (IRAR, 2008)

Processos	Parâmetros e intervalos de eficiência de remoção					
	CQO	CBO ₅	SST	SSV	Azoto Total	Nitratos
Osmose Inversa	99%	99%	99%	99%	71% - 98%	91% - 97%
Filtros de Cartucho e Ultrafiltração	75% - 98%	-	99%	-	-	-
Filtros de areia e Filtros de Cartucho	3% - 17%	-	27% - 34%	-	-	-
Lagoas de regularização a montante da ETAL	36% - 71%	50% - 68%	55%	46%	4% - 73%	-
Tratamento Físico-Químico a montante do Tratamento Biológico	13% - 21%	11%	55% - 59%	62% - 63%	-	-
Tratamento Físico-Químico a jusante do Tratamento Biológico	35% - 90%	34% - 75%	35% - 92%	61% - 88%	38%	-
Lagoa de Arejamento e Decantador Biológico	11% - 66%	50% - 64%	-	-	-	-
Nitrificação/ Desnitrificação e Decantador Biológico	58% - 78%	75% - 94%	86%	82%	45% - 94%	-
Nitrificação/ Desnitrificação e Filtros Cartucho e Ultrafiltração	37%	17%	76% - 97%	98%	57%	-
Filtro EPI*	47% - 66%	-	55% - 73%	-	-	-
Lagoas de macrófitas	7% - 12%	25% - 43%	13% - 53%	2% - 44%	67%	-

(*) Filtro EPI: filtro de areia com ventilação forçada

A tecnologia por osmose inversa revela-se também como o processo que permite atingir maior qualidade no efluente tratado pelas elevadas eficiências de remoção. As eficiências mais baixas da osmose inversa revelam-se na remoção de azoto total e nitratos, de acordo com a tabela 2.8, justificando-se normalmente pela elevada concentração de azoto amoniacal no lixiviado bruto, que pode ser superior a 2 500 mg/L (Silva *et al.*, 2012).

2.5. Revisão do panorama nacional

Tendo em consideração o Relatório IRAR nº 03/2008 – *Gestão e tratamento de lixiviados produzidos em aterros sanitários de resíduos urbanos* foi possível apurar que 19% dos lixiviados, produzidos em 42 aterros (selados e em exploração) reportados pelas entidades gestoras, são descarregados diretamente num coletor municipal para serem tratados conjuntamente com a água residual urbana. Em 34% dos aterros o lixiviado é encaminhado para uma ETAL e em 47% o lixiviado é encaminhado para uma EPTAL, para posterior tratamento em ETAR.

Apresentam-se na figura 2.4 os processos de tratamento adotados em 37 aterros sanitários (tabela 2.9), dos quais 32 possuíam ETAL (Levy e Santana, 2004).

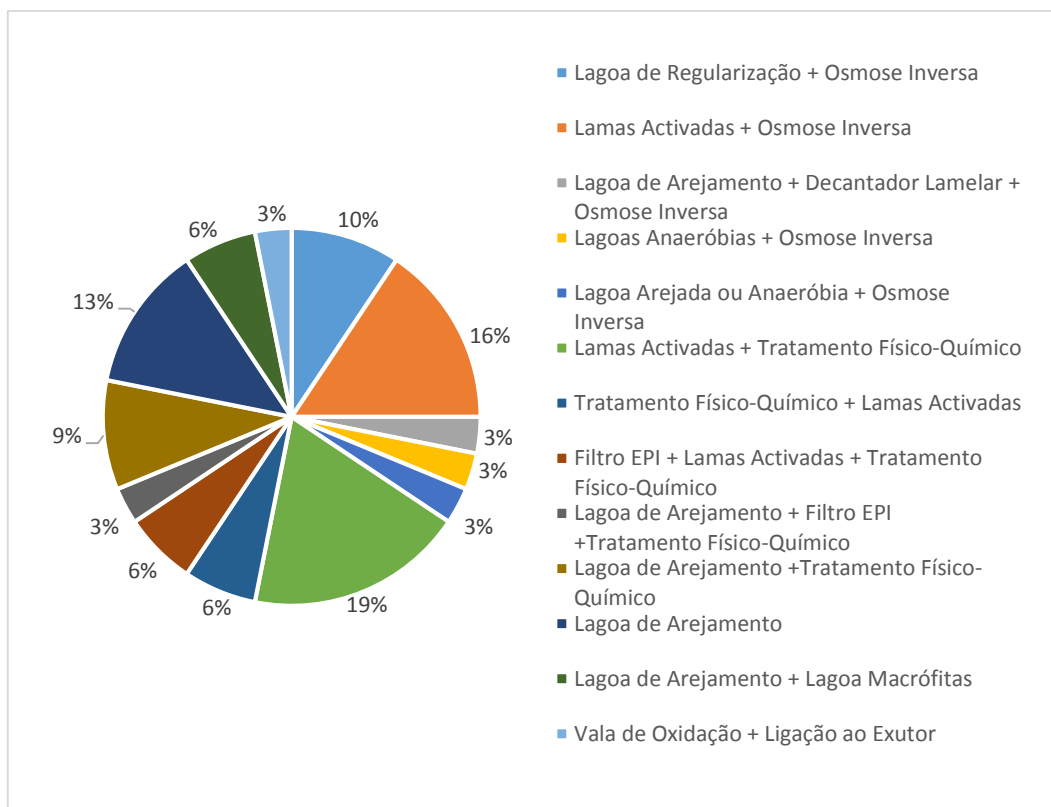


Figura 2.4 – Processos de tratamento de águas lixivantes em Portugal Continental (Levy e Santana, 2004)

Como se pode observar na figura 2.4, 25% dos aterros sanitários de resíduos urbanos utilizam para o tratamento de lixiviados um primeiro tratamento biológico através de lamas ativadas seguido de um tratamento físico-químico.

Em 34% dos casos utiliza-se um tratamento biológico através de lamas ativadas, lagoas de arejamento ou lagoas anaeróbias seguido de osmose inversa.

Nos tratamentos mais simples é recorrente utilizar lagoas de arejamento (13%) havendo três casos (18%) em que o tratamento de afinação inclui um filtro EPI seguido de tratamento físico-químico, apenas um tratamento físico-químico ou lagoa de macrófitas.

É ainda importante realçar que 35% das estações de tratamento de águas lixivantes recorrem ao processo de osmose inversa, como tratamento secundário, todas as estações incluem tratamento biológico e que 43% recorre ao tratamento físico-químico, como tratamento secundário.

Os problemas mais comuns reportados no Relatório IRAR nº 03/2008 pelas entidades gestoras portuguesas incidem principalmente sobre a limitação da capacidade de armazenamento de lixiviados, as avarias nos equipamentos, a grande necessidade de manutenção das membranas nos casos em que se recorre a esse tratamento, o fornecimento de reagentes e a qualidade do afluente às EPTAL. Todos estes problemas condicionam a eficiência do tratamento e o cumprimento de normas de descarga.

Tabela 2.9 - Sistemas de tratamento de lixiviados existentes a nível nacional (Levy e Santana, 2004)

Designação da ETAL	Tratamento	Destino final
RESIOESTE	Lagoa de Arejamento + Osmose Inversa	Linha de água
ALGAR (Barlavento)		Linha de água
ALGAR (Sotavento)		Linha de água
Cova da Beira	Lamas Ativadas + Osmose Inversa	Linha de água
Raia/Pinhal		Linha de água
Planalto Beirão		Linha de água
LIPOR II		Linha de água
REBAT		Linha de água
SULDOURO	Lagoa de Arejamento + Decantador Lamelar + Osmose Inversa	ETAR + Linha de água
RESIDOURO	Lagoa Arejada ou Anaeróbia + Osmose Inversa	Linha de água
AM. Distrito de Évora	Lagoas Anaeróbias + Osmose Inversa	Linha de água
VALSOUSA (Lousada)	Lamas Ativadas + Tratamento Físico-Químico	Linha de água
RESULIMA		ETAR
VALORMINHO		Linha de água
ERSUC – Mondego (Coimbra)		ETAR
VALNOR (Avis)		Linha de água
SULDOURO		ETAR + Linha de água
RESIURB	Tratamento Físico-Químico+ Lamas Ativadas	Linha de água
RESAT		Linha de água
BRAVAL	Filtro EPI + Lamas Ativadas + Tratamento Físico-Químico ETAR	ETAR
AMALGA (Beja)		ETAR + Linha de água
RESITEJO	Lagoa de Arejamento + Filtro EPI + Tratamento Físico-Químico	Inoperacional
Vale do Douro Norte	Lagoa de Arejamento + Tratamento Físico-Químico	Linha de água
VALORSUL		ETAR
ERSUC – Baixo Vouga		ETAR
AMARTEJO	Lagoa de Arejamento	Linha de água
AMAGRA (Grândola)		Descarga nula
AMARSUL (Palmela)		ETAR
VALSOUSA (Penafiel)		ETAR
AMCAL (Cuba)	Lagoa de Arejamento + Lagoa Macrófitas	Linha de água
VALORLIS		ETAR
AMTRES	Vala de Oxidação + Ligação ao Exutor	ETAR
ERSUC – Baixo Mondego	Descarga direta na ETAR municipal	ETAR
AMAVE (Santo Tirso) – SIDVA		ETAR
AMAVE (Gonça) – SIDVA		ETAR
Terra Fria/Terra Quente/Douro/Superior		ETAR
AMARSUL (Seixal)		ETAR

(*) Filtro EPI: filtro de areia com ventilação forçada

2.6. Perspetiva futura dos aterros sanitários

A hierarquia de prioridades na gestão integrada de resíduos, estabelecida pela política comunitária através da Diretiva 2008/98/CE, estipula as seguintes formas de tratamento de resíduos: prevenção, preparação para a reutilização, reciclagem, outros tipos de valorização (como por exemplo a energética) e por fim a eliminação. Não obstante, os estados-membros devem, acima de tudo, não colocar em perigo a saúde humana nem prejudicar o ambiente.

É neste sentido que os aterros devem assegurar as situações de manutenção, as paragens de emergência, associadas ao tratamento de resíduos. A posição dos aterros sanitários na cadeia de gestão de um sistema integrado de resíduos é essencial, pois elimina e confina resíduos em fim de linha, podendo ainda permitir a reciclagem, reutilização e valorização de resíduos, nas suas instalações. Com uma permanente atenção e cuidado na concretização das operações diárias é possível alcançar os objetivos que esta solução propõe. Por exemplo, no caso dos lixiviados, para evitar a acumulação de águas pluviais no caudal global das águas lixiviantes é importante cobrir as frentes de trabalho e dividir, na conceção do aterro, a área de confinamento dos resíduos por células. Estas medidas poupam custos de tratamento de lixiviados (Cabeças, 2014).

Porém, existem outras medidas que permitem reduzir custos na gestão de resíduos. É o caso da valorização energética, desde que a quantidade de resíduos assim o justifique, nomeadamente em grandes centros urbanos. Todavia para implementar uma solução de valorização energética é necessário:

- Avaliar a capacidade de recuperação de energia produzida;
- Avaliar o desvio de resíduos valorizáveis provenientes da recolha seletiva e do TMB (Tratamento Mecânico e Biológico), nomeadamente das frações “embalagem” e matéria orgânica, respetivamente;
- Avaliar a capacidade instalada de co-incineração ou de outras formas de valorização energética existentes ou passíveis de virem a ser desenvolvidas;
- Caracterizar a origem, quantidade e composição dos resíduos com potencial para a produção de combustíveis alternativos;
- Adquirir os requisitos técnicos de admissão de resíduos nas instalações de valorização.

Este procedimento já se tem vindo a verificar em alguns países da Europa. Enquanto alguns reduziram o envio de resíduos urbanos para aterro para valores residuais, outros continuam a depender fortemente dessa forma de tratamento de resíduos (Mil-Homens, 2014). A experiência dos primeiros mostra que é possível desviar massivamente os RU de aterros sanitários combinando a reciclagem com a valorização energética. A entrada das incineradoras

anteriormente mencionadas em Portugal reduziu expressivamente o envio de resíduos para aterros, pois desde a sua existência que 1,1 Mt de RU são valorizados anualmente, exportando para a rede elétrica o equivalente ao consumo doméstico de cerca de 400 000 portugueses, e enviando para reciclagem cerca de 15 000 toneladas de metais extraídos das escórias, por ano (Mil-Homens, 2014). O mesmo autor refere ainda que também a reciclagem seletiva e a valorização orgânica cresceram de valores residuais para cerca de 600 kt e 700 kt em 2012, respetivamente. Prevê-se o seu contínuo crescimento no futuro, devido à aposta ambiciosa na recolha seletiva multimaterial, descrita no PERSU II, e à construção de TMB. Um estudo elaborado pela E.Value refere que a incineração reduz indiretamente 0,18 t CO₂eq/t_{incinerada}, que só é ultrapassada pela reciclagem com um potencial de redução indireta de emissões de 0,41 t CO₂eq/t_{reciclada}, relativamente ao destino final.

Contudo, o país continuará a precisar de aterros sanitários, porque mesmo num cenário otimista subsistirão mais de 800 Kt de resíduos provenientes da valorização energética, cujo destino só poderá ser o aterro ou a valorização energética dedicada (Mil-Homens, 2014). Estes resíduos, que se apresentam como cinzas, podem representar 10 a 20% dos resíduos valorizados energeticamente (Abbas *et al.*, 2009).

3. ESTAÇÃO DE PRÉ-TRATAMENTO DE ÁGUAS LIXIVIANTES DO ATERRO SANITÁRIO INTERMUNICIPAL DA ILHA DE S. MIGUEL, AÇORES

Neste momento a EPTAL do aterro sanitário intermunicipal da Ilha de S. Miguel, Açores, não cumpre o regulamento de descarga que lhe foi aplicado. Por isso, para avaliar o funcionamento da mesma neste capítulo é feito o enquadramento legal da Estação de Tratamento de Resíduos Sólidos (ETRS), onde se insere a EPTAL, descritas as atividades desenvolvidas na ETRS e discutida a entrada de uma possível incineradora nos Açores. No final do capítulo é apresentada a metodologia que irá suportar a análise da monitorização dos parâmetros que limitam a descarga do efluente da EPTAL, desenvolvida no capítulo seguinte.

3.1. Enquadramento legal

De acordo com o Decreto-Lei nº183/2008, o 2º Aditamento à Licença Ambiental (LA) nº1/2010/DRA, de 22 de fevereiro de 2010, e nos termos da legislação relativa à Prevenção e Controlo Integrado da Poluição (PCIP), a LA da ETRS está concedida ao operador de gestão de resíduos MUSAMI – Operações Municipais do Ambiente, EIM. A instalação, localizada no Ecoparque da Ilha de S. Miguel, Canada das Murtas – Lugar do Engenho, na freguesia de São Roque, no concelho de Ponta Delgada, tem a licença para depositar em aterro resíduos não perigosos (resíduos urbanos e equiparados).

Durante o período em que o aterro sanitário foi gerido pela AMISM – Associação de Municípios da Ilha de São Miguel, ou seja, de 2001 a 2013, ampliou-se a célula de deposição de resíduos, descrita na emissão do alvará nº 1/2010/DRA, e na sequência dessa emissão, solicitou-se à DRA uma alteração à licença de funcionamento nº 10/DRA/2009. Esta solicitação veio alterar a tipologia de resíduos a depositar em aterro bem como aumentar a quantidade de resíduos a gerir, tendo ficado registada na 1ª adenda ao alvará nº10/DRA/2009, nos termos do Decreto-Lei nº183/2009, de 10 de agosto.

A 2ª adenda ao alvará nº 10/DRA/2009, nos termos do artigo 30º do Decreto-Lei nº 183/2009, de 10 de agosto, emitida pela DRA, licenciou o operador para a gestão e eliminação de resíduos de madeira com térmitas. A 3ª adenda ao alvará nº 10/DRA/2009, emitida pela DRA, surge na sequência do pedido da AMISM de retificação à LA nº 1/2010/DRA e da emissão do 1º aditamento a esta licença, ao abrigo do Decreto Legislativo Regional nº 29/2011/A, de 16 de novembro.

A 4ª adenda ao alvará nº 10/DRA/2009, nos termos do artigo 103º do Decreto Legislativo Regional nº 29/2011/A, é emitida transmitindo a licença para a MUSAMI - Operações Municipais do Ambiente, EIM.

Até 31 de dezembro de 2014, data em que expirará o alvará nº 10/DRA/2009, a operação de gestão de resíduos é sujeita ao cumprimento integral das especificações descritas no anexo da 4ª adenda ao alvará nº 10/DRA/2009.

A PCIP, que é o objeto do Decreto-Lei nº 194/2000, de 21 de agosto, estabelece medidas para evitar ou, quando tal não é possível, para reduzir as emissões de certas atividades para o ar, água ou solo; previne e controla o ruído e ainda a produção de resíduos, tendo em vista alcançar um nível elevado de proteção do ambiente no seu todo. Consequentemente, todas as instalações descritas no artigo 2º, nº 1, alínea f), deste diploma, como é o caso da ETRS de Ponta Delgada, estão sujeitas à LA.

Para o tipo de instalação em estudo, a LA determina que todos os operadores dos aterros de resíduos urbanos (RU), inseridos na classe de aterros de resíduos não perigosos, devem proceder ao controlo dos lixiviados do aterro, segundo os termos especificados nesse documento, fixando os VLE para a descarga de águas residuais e a frequência da monitorização. As normas de descargas dispostas na LA são fixadas para cada infraestrutura, contemplando sempre os VLE dispostos no Decreto-Lei 236/98, de 1 de Agosto, e os processos de acompanhamento, controlo e monitorização, previstos no Decreto-Lei 183/2009 para as fases de exploração e pós-encerramento dos aterros. Caso a descarga não seja feita para um meio natural (água e solo), ou seja, caso a descarga seja feita num coletor municipal, a entidade competente deve comunicar à DRA as condições de descarga para serem, ou não, autorizadas.

Como o efluente deste aterro sanitário não é descarregado diretamente no meio recetor, as normas de drenagem são regulamentadas pelo Despacho nº 8137/2013, dos Serviços Municipalizados da Câmara Municipal de Ponta Delgada, que será descrito no capítulo 3.4.2.

3.2.Caracterização da Estação de Tratamento de Resíduos Sólidos

3.2.1. Conceção da ETRS

A ETRS da Ilha de S. Miguel recebe anualmente cerca de 75 000 toneladas de resíduos urbanos provenientes de cinco concelhos desta ilha: Lagoa, Ponta Delgada, Povoação, Ribeira Grande e Vila Franca do Campo, e ainda do concelho da Vila da Graciosa, Ilha da Graciosa,

Açores. Parte desses resíduos é enviado para o Continente para valorização, apesar de a ETRS também ter uma unidade de valorização de resíduos verdes e biomassa. Em 2013, recebeu 77735,36 toneladas (213 t/dia), das quais 5 006,07 toneladas foram enviadas para o Continente (MUSAMI, 2014), gerindo um total de 200 t/dia nas suas instalações. Fazem parte destes resíduos os que se encontram na Lista Europeia de Resíduos (LER) com os seguintes códigos: 15 01 01; 15 01 02; 15 01 03; 15 01 04; 15 01 05; 15 01 07 (relativos a embalagens) e 20 01 23; 20 01 35; 20 01 21 (relativos a REEE).

Os resíduos que chegam à ETRS são geridos em alta pela MUSAMI. Esta classificação esteve no cerne da criação de serviços de águas e resíduos por sistemas multimunicipais, maioritariamente responsáveis pela gestão em alta, e por sistemas municipais, maioritariamente responsáveis pela gestão em baixa. São exemplo da gestão em alta a triagem e a deposição em aterro, ou seja, as operações de resíduos a jusante da recolha. A recolha é um exemplo de gestão em baixa.

O aterro é classificado como aterro para resíduos não perigosos, identificados de acordo com a Portaria n.º 209/2004, de 03 de Março, segundo os critérios de admissibilidade do Decreto Legislativo Regional 29/2011/A, de 16 de Novembro, e a Licença de Exploração nº 10/DRA/2009. Inicialmente, o aterro era constituído por uma célula, explorada desde Dezembro de 2001 até Abril de 2009, selada em Setembro de 2012, com um encaixe de 818 635 t e com uma densidade de compactação de resíduos de 0,95 t/m³. Desde Abril de 2009 esta célula foi ampliada para um volume de encaixe de 270 000 m³ e encontra-se em exploração. A instalação desenvolve as atividades descritas na tabela 3.1 e abriga as seguintes infraestruturas e equipamentos:

- Edifício social e administrativo;
- Vedação, portaria, báscula e sistema de lavagem de rodados;
- Ecocentro (zonas de receção e armazenagem temporária de resíduos valorizáveis, como a madeira, papel/cartão, plástico, vidro, metais e embalagens);
- Bacia de lavagem de máquinas, viaturas e contentores;
- Armazém de recicláveis;
- Pavilhão oficial (oficinas de manutenção, armazém de peças e zona de armazenagem temporária de resíduos);
- Ecopontos (óleos alimentares e pilhas);
- Queimador de biogás;
- Pavilhão da triagem (zona de triagem de papel/cartão e plásticos, zona de armazenagem temporária de resíduos de recolha seletiva, zona de armazenagem de REEE);
- Zona de compostagem (parque de receção de verdes e zona de trituração e zona de pilhas de composto) + Zona de crivagem do composto;
- Posto de abastecimento de combustível (viaturas e máquinas do aterro);

- Posto de transformação;
- Estação de Pré-Tratamento de Águas Lixiviantes (EPTAL);
- Parqueamento de viaturas ligeiras;
- Parqueamento de maquinaria afeta ao aterro.

Tabela 3.1 - Atividades desenvolvidas na instalação (de acordo com a LA n°1/2010/DRA)

Atividade económica	CAE* (Rev. 3)	Designação CAE* (Rev. 3)	Categoria PCIP	Capacidade instalada
Principal	38 212	Tratamento e Eliminação de outros resíduos não perigosos	5.4	818 635 t
Secundária	38 220	Tratamento e Eliminação de resíduos perigosos	-	19 t/ano
	38 212	Tratamento e Eliminação de outros resíduos não perigosos		34 000 t/ano
	38 322	Valorização de resíduos não metálicos		15 184 t/ano

*Classificação Portuguesa de Atividades Económicas

De todas as infraestruturas acima mencionadas só algumas produzem águas residuais que são tratadas conjuntamente com as águas lixiviantes. Assim, as águas residuais produzidas na instalação integram:

- Os lixiviados provenientes da célula em exploração;
- Águas da plataforma de sucata/lavagem/zona oficial;
- Águas residuais domésticas provenientes do edifício administrativo e social.

3.2.2. Operações de gestão de resíduos concebidos na ETRS

Segundo o *Relatório de Resíduos Urbanos da Ilha de São de Miguel* foram depositados em aterro, em 2012, 83,61% dos resíduos urbanos produzidos, tendência que pouco diminuiu desde 2009 quando a deposição foi de 86,45%. Para Armazenagem (R13)¹ foram encaminhados 0,62% e para Reciclagem (R1+R3+R4+R5)² 15,76%. Quanto à caracterização física da recolha indiferenciada são os bioresíduos que ocupam uma maior percentagem (40,58%) em volume e que vão influenciar a massa de resíduos em aterro e consequentes lixiviados.

¹**R13** – Acumulação de resíduos destinados a uma das operações enumeradas de R1 a R12 (com exclusão do armazenamento temporário, antes da recolha, no local onde esta é efectuada).

²**R1**- Utilização principal como combustível ou outros meios de produção de energia.

R3 - Reciclagem/recuperação de compostos orgânicos que não são utilizados como solventes (incluindo as operações de compostagem e outras transformações biológicas).

R4 - Reciclagem/recuperação de metais e de ligas.

R5 - Reciclagem/recuperação de outras matérias inorgânicas.

Na tabela 3.2 estão descritas as ações que cada unidade funcional da ETRS é capaz de suportar bem como a capacidade instalada em cada uma delas.

Tabela 3.2 – Quantidade máxima de resíduos sujeitos a operações de gestão (de acordo com a LA nº1/2010/DRA (2º Aditamento))

Unidade funcional	Descrição	Capacidade instalada (t/ano)
Ecocentro	Triagem e armazenamento temporário de resíduos valorizáveis	4 400
Triagem e Enfardamento	Triagem e enfardamento de resíduos de papel/cartão	14 600
Triagem	Triagem e armazenamento temporário de REEE	15 600
Trituração	Trituração de resíduos verdes	7 592
Compostagem	Compostagem de resíduos verdes e lamas	7 592

Segundo a entidade gestora, a compostagem que produzem é de boa qualidade, mas a fração de matéria orgânica deveria ser de 30%, quando atualmente é de 25% (Revista Valorizar, 2014). O composto é utilizado na agricultura e floricultura (figura 3.1).



Figura 3.1 – Horta do Ecoparque da Ilha de S. Miguel, Açores (2014)

3.2.3. Incineração

De acordo com a empresa gestora de resíduos MUSAMI, está em concurso internacional a construção de uma incineradora na Ilha de S. Miguel, situação que irá alterar significativamente a quantidade e qualidade das águas lixiviantes que irão ocorrer na EPTAL.

O PERSU II reforça a aplicação de princípios e medidas que permitam aumentar a eficiência e eficácia das práticas de gestão de RU. Esses princípios e medidas devem, em primeiro lugar,

recorrer cada vez menos à deposição de RU em aterro maximizando a sua reciclagem, e valorização.

A unidade de incineração mais próxima da Ilha de S. Miguel, é a que se encontra na Ilha da Madeira. As principais características técnicas da Instalação de Incineração de Resíduos urbanos (IIRSU) na ETRS da Meia Serra, Região Autónoma da Madeira (RAM), são as apresentadas na tabela 3.3.

Tabela 3.3 – Principais características técnicas da IIRSU, da ETRS da Meia Serra (Valor Ambiente)

Características técnicas	
Combustível	Resíduos Urbanos
Processo	Combustão em massa com aproveitamento energético
Grelha	LENTJES Rostfeuerungen GmbH - "rolos"
Área total ocupada	42 500 m ²
Capacidade de incineração (2 linhas independentes)	2 x 8 t/hora
Capacidade nominal de processamento	126 000 t/ano (90% de disponibilidade)
Poder calorífico dos resíduos (nominal)	7 500 kJ/kg
Regime de exploração	24 horas/dia durante 8000 horas/ano
Caldeiras de produção de vapor	2 unidades
Caudal de vapor da turbina	19,44 t/hora
Capacidade do tubo-gerador (produtor de energia elétrica)	8 MWh
Produção de energia elétrica garantida	473 kWh/t
Escórias a enviar para aterro	160 kg/t
Resíduos do sistema de tratamento de gases (incluindo as cinzas volantes)	59 kg/t

Parte da energia produzida é encaminhada para o autoconsumo da ETRS, enquanto a restante é dirigida para a rede de distribuição pública de energia elétrica. Em 2007, forneceu cerca de 4% do consumo total da eletricidade da RAM e 15% do seu consumo doméstico (Valor Ambiente, 2007).

As escórias produzidas no processo de incineração atravessam uma separação eletromagnética para remover materiais ferrosos (enviados posteriormente para reciclagem), sendo o restante, ou seja, a fração inerte, depositada em aterro. As cinzas volantes do sistema de tratamento de gases são inertizadas por um processo químico e depositadas em células de apoio específicas no aterro.

Na figura 3.2 apresentam-se as atividades que a ETRS da Meia Serra realiza, bem como a sua significância nos processos de tratamento e valorização.

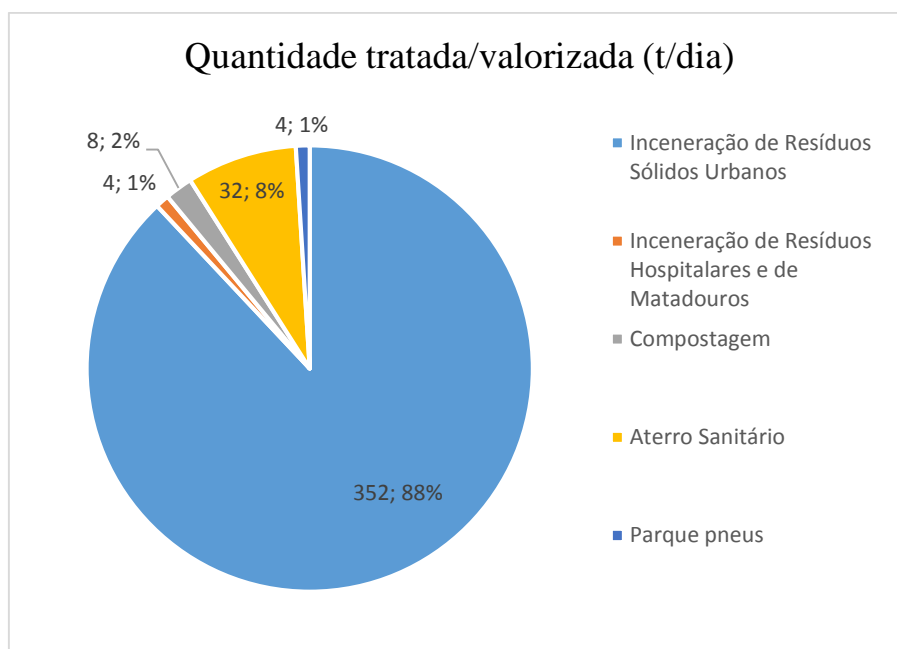


Figura 3.2 - Tratamento/valorização de resíduos na ETRS da Região Autónoma da Madeira, em 2007 (Valor Ambiente, 2007)

Sabendo que a IIRSU tem uma capacidade nominal de processamento de 384 t/dia e que valoriza 352 t/dia, em média, o seu excedente é de 32 t/dia. Este valor não consegue satisfazer as necessidades de incineração dos RU que a MUSAMI recebe diariamente (aproximadamente 200 t). Só uma incineradora, nos Açores, com características idênticas e uma capacidade ligeiramente inferior satisfaria as necessidades da ETRS da MUSAMI.

Neste momento encontra-se em concurso um sistema de valorização energética, denominado Central de Valorização Energética (CVE), que poderá permitir a incineração dos resíduos sólidos da ETRS da MUSAMI e o consequente aproveitamento de energia elétrica.

3.3. Caracterização da Estação de Pré-Tratamento de Águas Lixiviantes

3.3.1. Conceção da EPTAL

A EPTAL do aterro sanitário da Ilha de S. Miguel foi concebida para receber os lixiviados provenientes do aterro, bem como as restantes águas residuais. Apenas as águas residuais provenientes da plataforma de sucata/lavagem/zona oficinal, referidas na alínea b) do capítulo 3.2.1, são conduzidas para um sistema separador de hidrocarbonetos, antes de chegarem à EPTAL.

De acordo com a LA nº 1/2010/DRA, a EPTAL integra as seguintes operações e processos unitários:

- a) Correção do pH (homogeneização/neutralização);
- b) Lagunagem.

Como também está descrito na LA nº 1/2010/DRA e na *Memória descritiva e justificativa do arejamento nas lagoas de lixiviados*, a EPTAL caracteriza-se por possuir um tanque em betão com 10 m³ de volume, construído inicialmente para acertar o pH. Atualmente, face à otimização do sistema de pré-tratamento, descrita no 1º Aditamento à LA nº1/2010/DRA, ou seja, face à substituição de 2 arejadores de 15 kW com flutuadores (na 1ª lagoa) e 2 arejadores de 7,5 kW (na 2ª lagoa) por um sistema Ecofur, essa correção não é necessária, sendo por isso utilizado como caixa de entrada e de recolha de amostras de lixiviado. A implementação do sistema Ecofur faz com que o pH do lixiviado seja próximo de 8 (Anexo A).

Como referido anteriormente, o processo de lagunagem está equipado com um sistema de arejamento denominado Ecofur (figura 3.3). O Ecofur é um aparelho estático, constituído por duas entradas, uma frontal e outra lateral, que conduzem a uma saída comum que areja e mistura fluídos. Através de uma eletrobomba o lixiviado é injetado pela entrada frontal, o que provoca a sucção do ar ambiente pela entrada lateral. O lixiviado e o ar ambiente são centrifugados no interior do Ecofur, provocando uma forte oxidação e transferência de oxigénio do ar ambiente para o lixiviado (www.ecofur.pt). Nesta EPTAL, cada conjunto de 8 Ecofur com uma eletrobomba constitui uma linha de arejamento. As eletrobombas com interruptor on/off, estão instaladas junto à margem de cada lagoa, cada uma numa base de betão armado, a 10 metros do centro da dimensão comprimento de uma das margens da lagoa. Cada eletrobomba permite debitar um caudal de 60 m³/h, a 2 bar de pressão.

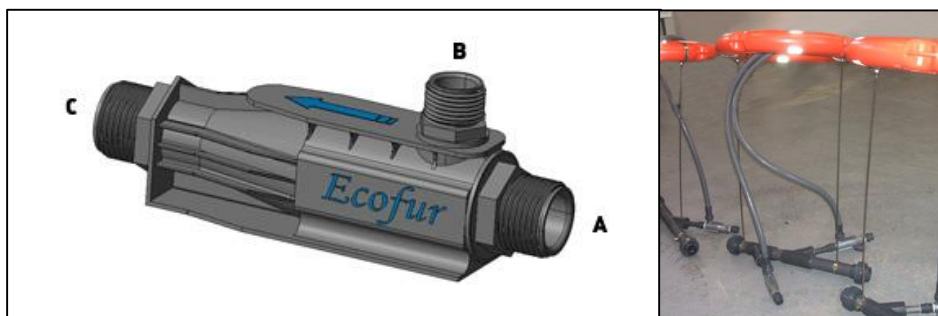


Figura 3.3 – Pormenor do sistema Ecofur (Ecofur, 2014)

As lagoas arejadas estão dimensionadas para os valores que se encontram na tabela 3.4. Por outro lado, as características do sistema de arejamento estão sistematizadas na tabela 3.5.

Tabela 3.4 – Dimensão das lagoas – Características físicas (Memória Descritiva e Justificativa do Arejamento nas Lagoas de Lixiviados - Sistema de Arejamento Ecofur, AMISM)

Características físicas das lagoas	1ª Lagoa	2ª Lagoa
Área superficial (m ²)	966	437
Fundo (m x m)	10 x 30	11 x 7
Comprimento (m)	44	21
Largura (m)	25	25
Profundidade (m)	3	2,5
Volume (m ³)	1 740	530

Tabela 3.5 – Características do sistema de arejamento (Memória Descritiva e Justificativa do Arejamento nas Lagoas de Lixiviados - Sistema de Arejamento Ecofur, AMISM)

Características do arejamento das lagoas	1ª Lagoa	2ª Lagoa
Caudal de entrada de projeto (m ³ /dia)	30 – 40	30 – 40
Número de Ecofur	16	8
Caudal recirculado dentro de cada lagoa pelo sistema de Ecofur (m ³ /dia)	2 838	1 419
Oxigénio transferido (Kg/dia)	1 364	681,6

Tanto na *Memória descritiva e justificativa do arejamento nas lagoas de lixiviados* como na LA nº1/2010/DRA está descrito que na 1ª lagoa as linhas de arejamento – zona aeróbia – estão instaladas de forma uniforme, para garantir o processo de nitrificação, ao longo de 2/3 do volume da lagoa, ficando 1/3 do volume reservado para a zona anóxica (desnitrificação). A eletrobomba instalada para a recirculação de lamas capta-as na 2ª lagoa arejada e injeta-as na zona anóxica da 1ª lagoa, para garantir a remoção biológica de azoto (figura 3.4).

Em ambas as lagoas, o lixiviado é sujeito a um forte arejamento e agitação, desde a superfície até 1 m de profundidade (figura 3.4). Na restante zona submersa até ao fundo as condições são estáveis facilitando a sedimentação do precipitado, formado a partir das reações biológicas e de oxidação. Como o lixiviado é transferido pelo sistema de Ecofur desde 1 m de distância do fundo até à superfície, todo o lixiviado é devidamente arejado e as lamas sedimentam no fundo. Para que cada eletrobomba atinga os valores projetados de recirculação é necessário que trabalhe em contínuo.

De acordo com a entidade gestora, MUSAMI, as lagoas são esvaziadas com recurso a bombas. O efluente líquido é encaminhado para a ETAR da Pranchinha e as lamas são depositadas no aterro, não havendo qualquer dispositivo de purga, espessamento ou desidratação.

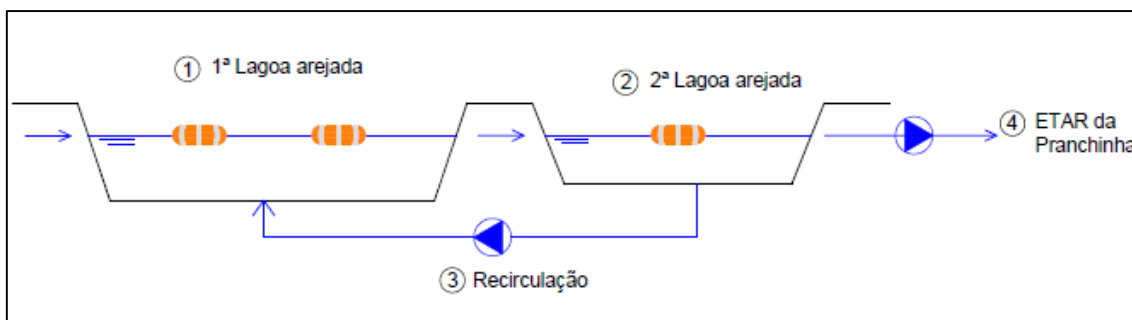


Figura 3.4 – Diagrama da linha de pré-tratamento da EPTAL, Ecoparque da Ilha de S. Miguel, Açores

De acordo com a LA nº 1/2010/DRA, este processo permitiria obter um rendimento entre os 70% e 85% relativamente aos principais parâmetros (CQO, CBO₅, SST).

A passagem do efluente da 1ª lagoa para a 2ª é gravítica, bem como a saída do efluente para a estação elevatória, que o descarrega num emissário que o conduz até à ETAR Municipal de Ponta Delgada – ETAR da Pranchinha (figura 3.4). Este emissário insere-se num sistema de drenagem coletivo (ED1) onde qualquer *bypass* ao sistema é expressamente proibido. As águas pluviais que envolvem a célula em exploração são descarregadas em 6 locais, todos eles em solo, expressos pelos códigos ES1 a ES5 e ES10.

O projeto foi executado de acordo com o previsto, no entanto, após uma visita ao local verificou-se que não existe uma divisão em cada lagoa para separar a fase anóxica da fase aeróbia, nem o número de Ecofur referido anteriormente. As figuras 3.5 e 3.6 ilustram as lagoas.



Figura 3.5 – 1ª e 2ª lagoas da EPTAL, com o pormenor da caixa de entrada (2014)



Figura 3.6 – Sistema Ecofur numa das lagoas (2014)

3.4. Metodologia

Para avaliar o funcionamento da ETAL recorreu-se à monitorização dos lixiviados, brutos e pré-tratados, aos dados meteorológicos e ao regulamento de descarga da própria EPTAL.

3.4.1. Monitorização

No que respeita ao objeto de estudo, os lixiviados produzidos no aterro que afluem à EPTAL são controlados pelo operador municipal, MUSAMI, segundo os termos especificados no 1º Aditamento à LA nº1/2010/DRA, Anexo II, Quadro I.1, tendo em conta o seguinte:

- 1) Controlar quinzenalmente o nível de lixiviados no aterro;
- 2) Efetuar uma amostragem (composta de 24 horas com intervalos de 1 hora) à entrada da lagoa de regularização, em caixa própria para o efeito. A metodologia de recolha deverá ser realizada por escalões de tempo, num período diário conhecido e de caudal representativo, devendo ser colhidas 3 a 6 amostras discretas diárias em intervalos regulares e elaborado o seu registo, incluindo o valor médio diário;
- 3) Registar diariamente os caudais de lixiviados afluentes à EPTAL, através do medidor de caudal;
- 4) Controlar diariamente a capacidade disponível nas lagoas;
- 5) Elaborar um relatório do registo do caudal afluente à EPTAL e enviá-lo à DRA trimestralmente.

A monitorização e as análises das águas residuais pré-tratadas na EPTAL devem ser realizadas de acordo com o especificado no Anexo II, Quadro II.2, do 1º Aditamento à LA nº 1/2010/DRA, e nas seguintes condições:

- 1) A amostra deverá ser representativa da descarga das águas residuais, proporcional ao caudal, efetuada num período de 24 horas (amostra composta) ou por escalões de tempo, num período diário conhecido e de caudal representativo, devendo ser colhidas 3 a 6 amostras discretas diárias em intervalos regulares e elaborado o seu registo incluindo o valor médio diário;
- 2) A colheita das amostras deverá ser efetuada à saída da EPTAL;
- 3) Deverá ser registado diariamente o caudal de águas residuais tratadas, recorrendo a um medidor de caudal, com totalizador, à saída da EPTAL.
- 4) O resultado da monitorização de todas as descargas de águas residuais pré-tratadas incluindo o volume descarregado na ETAR Municipal de Ponta Delgada deve ser enviado à DRA trimestralmente.

A recolha dos dados meteorológicos deverá ser efetuada e monitorizada de acordo com os termos específicos do Anexo III, Quadro III.1, da LA nº1/2010/DRA, na estação meteorológica nº 512, pertencente ao Instituto de Meteorologia, IP, de forma a complementar o controlo do funcionamento do aterro.

Contudo, ao analisar a monitorização correspondente ao período de estudo em análise, verificou-se que os resultados da amostragem por vezes tinham períodos de intervalo superiores aos dos termos especificados no 1ºAditamento à LA nº1/2010/DRA, Anexo II, Quadro I.1.

3.4.2. Parâmetros qualitativos e quantitativos para a admissão de águas lixivantes em ETAR

Para encaminhar as águas lixivantes até ao tratamento e destino final torna-se necessário que estas cumpram as condições técnicas exigidas pela legislação em vigor. Segundo o Despacho nº 8137/2013, dos Serviços Municipalizados da Câmara Municipal de Ponta Delgada, as águas lixivantes (equiparadas às águas residuais industriais com características apropriadas) têm de cumprir os parâmetros quantitativos e qualitativos de admissão a seguir apresentados.

Parâmetros de qualidade para admissão de águas residuais industriais em sistemas de drenagem

- 1 — A concentração hidrogeniónica deverá corresponder a um pH situado entre limites normais, não devendo ser nem inferior a 6 nem superior a 9, na escala de Sorensen.
- 2 — A temperatura deve ser superior a 14.°C e inferior a 27.°C.
- 3 — A concentração em óleos e gorduras não deverá exceder 50 mg/L.
- 4 — A concentração em fósforo total não deverá exceder 15 mg/L.

- 5 — A concentração em azoto total não deverá exceder 70 mg/L.
- 6 — A carência bioquímica de oxigénio, medida aos cinco dias e a 20.°C (CBO₅), não deve exceder 400 mg O₂/L.
- 7 — A carência química de oxigénio (CQO) não deve exceder 500 mg O₂/L.
- 8 — A relação CBO₅ – CQO deve ser superior a 0,6.
- 9 — Os sólidos suspensos totais (SST) não devem exceder 500 mg/L.
- 10 — Em caso de omissão, os parâmetros devem obedecer aos limites de descarga constantes o anexo XVIII do Decreto -Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto.
- 11 — Os parâmetros de qualidade definidos no artigo anterior entendem-se como obrigatórios na autorização de ligação aos sistemas de drenagem.

Parâmetros quantitativos para admissão de águas residuais industriais em sistemas de drenagem

- 1 — Os caudais de ponta das águas residuais industriais deverão ser drenados pelos sistemas sem quaisquer problemas de natureza hidráulica ou sanitária.
- 2 — A flutuação dos caudais, diária ou sazonal, não deve causar perturbações nos sistemas de drenagem nem nas estações de tratamento.
- 3 — A entidade gestora decidirá, em cada caso, sobre a admissibilidade de natureza quantitativa materializada nos números 1 e 2 anteriores.

As normas gerais de descarga que constam no ANEXO XVIII, do Decreto-Lei nº 236/98, apresentam valores limite de emissão (VLE) comparativamente baixos em relação ao Despacho nº 8137/2013. Apesar das normas de descarga serem fixadas pela DRA territorialmente competente, os valores limite de descarga (VLD) do Despacho nº 8137/2013 são favoráveis ao nível de exigência do tratamento das águas lixivantes.

4. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS DA MONITORIZAÇÃO

A análise crítica da monitorização da EPTAL foi efetuada com base na informação disponível relativa aos anos 2012, 2013 e ao 1º trimestre de 2014. Esta informação continha os boletins com os resultados das amostras semanais, os relatórios trimestrais e os dados meteorológicos. Os boletins foram utilizados para calcular as médias mensais e na ausência de dados os relatórios trimestrais forneceram os valores das médias mensais em falta. Recorrendo à lista de parâmetros qualitativos a monitorizar e aos boletins foi possível analisar as concentrações dos mesmos antes e após o pré-tratamento. Nas figuras 4.1, 4.2 e 4.3 apresentam-se as concentrações dos parâmetros à entrada da EPTAL.

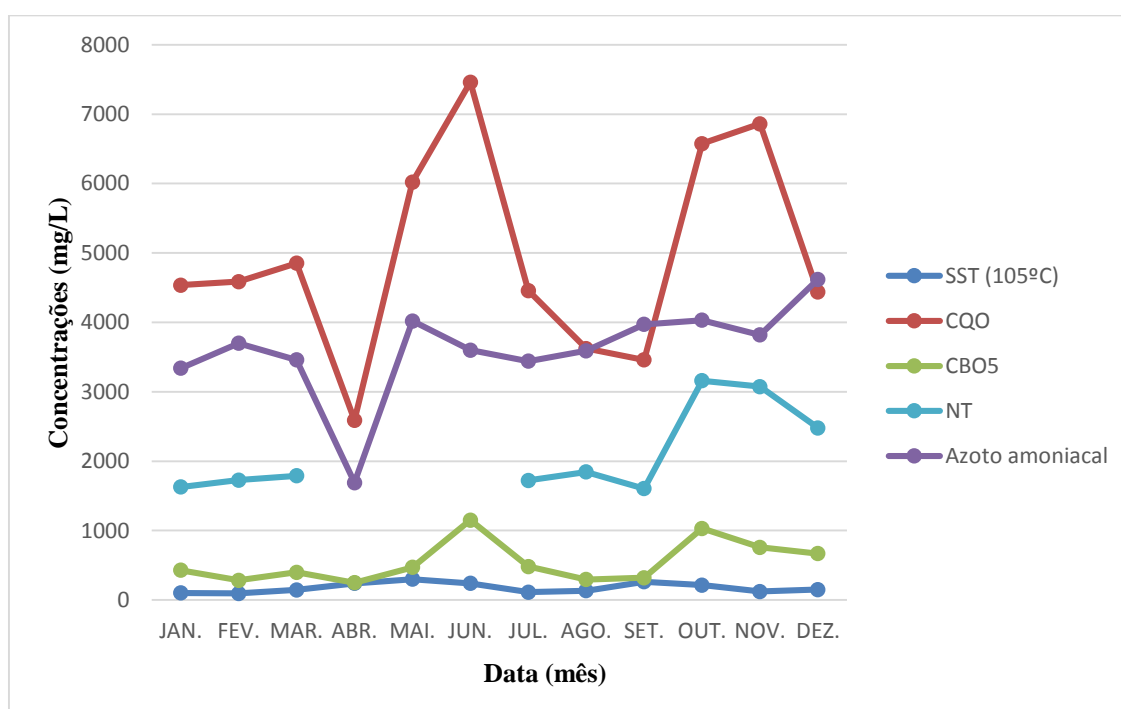


Figura 4.1 – Resultados da monitorização do lixiviado bruto em 2012

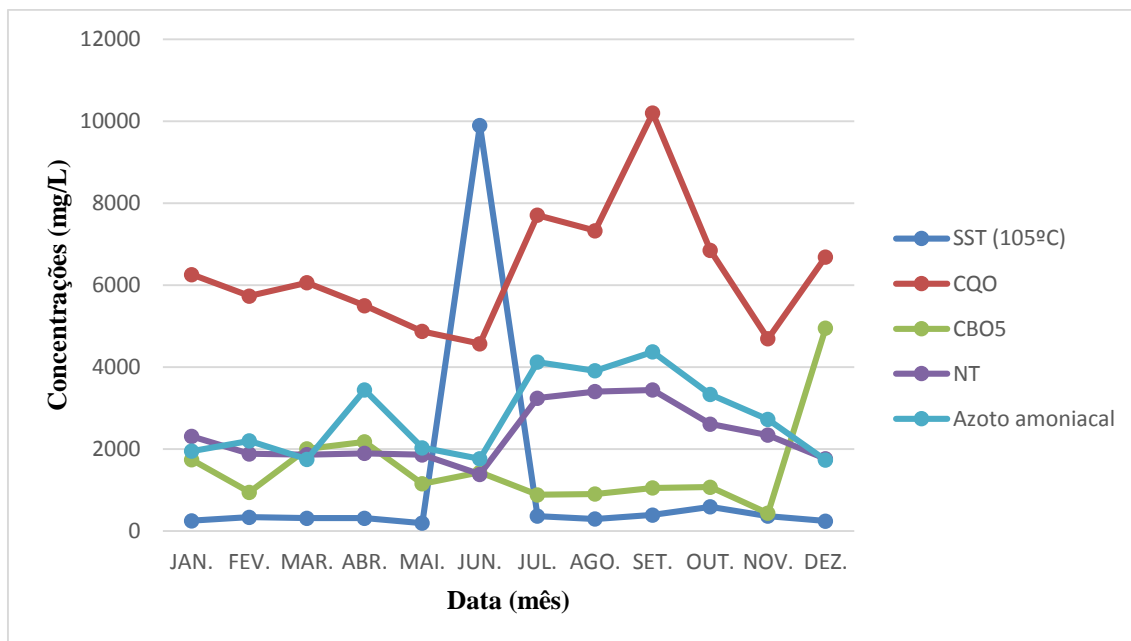


Figura 4.2 – Resultados da monitorização do lixiviado bruto em 2013

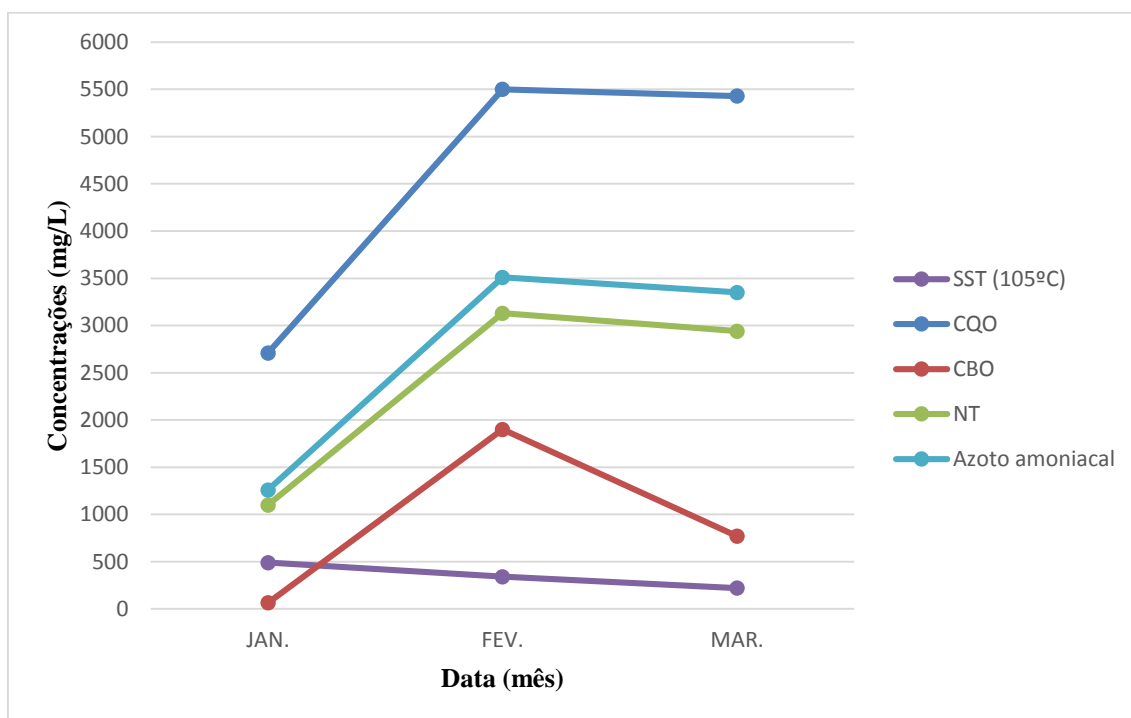


Figura 4.3 – Resultados da monitorização do lixiviado bruto no 1º trimestre de 2014

Após o pré-tratamento, cujo diagrama se apresentou na figura 3.4, obtiveram-se os resultados que se apresentam nas figuras 4.4, 4.5 e 4.6.

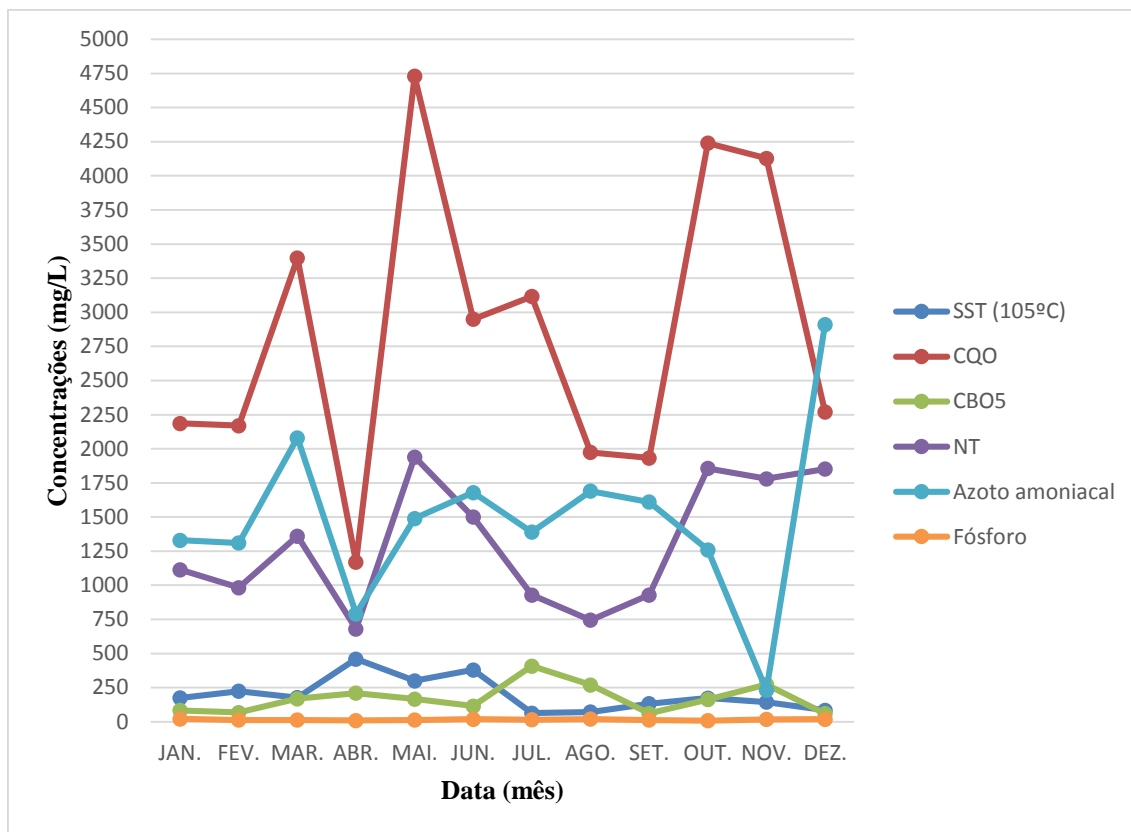


Figura 4.4 – Resultados da monitorização do lixiviado tratado em 2012

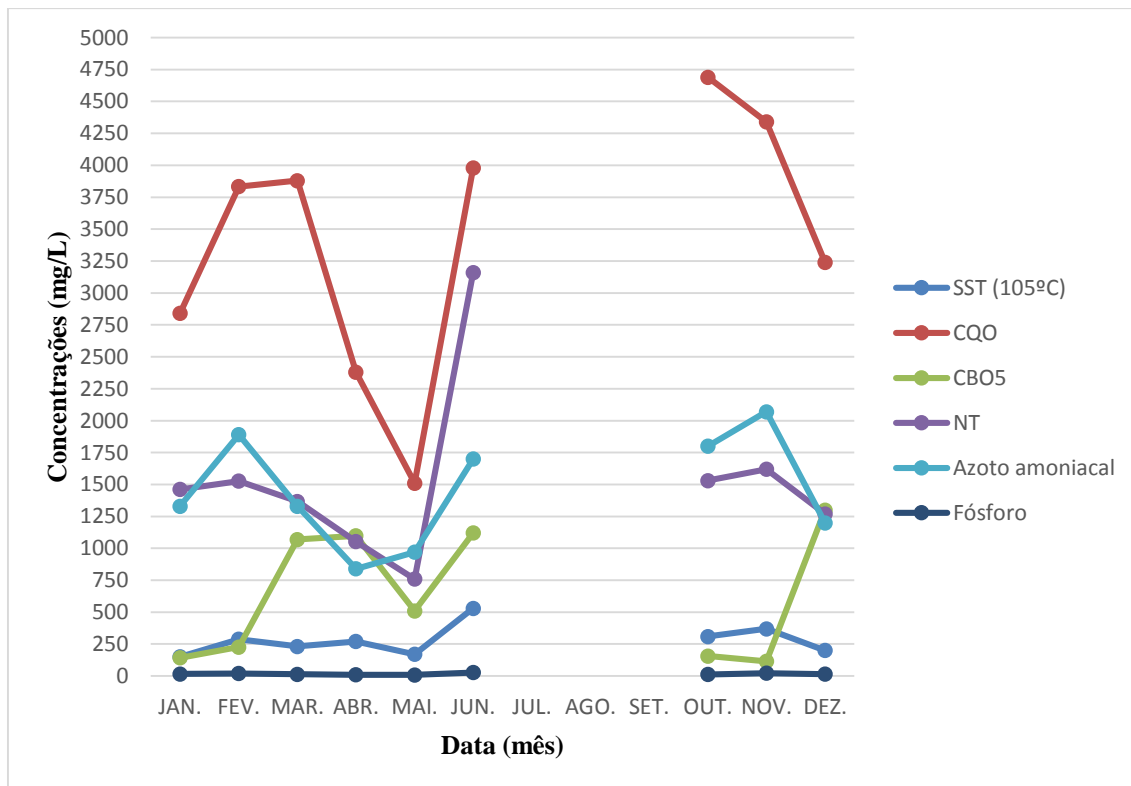


Figura 4.5 – Resultados da monitorização do lixiviado tratado em 2013

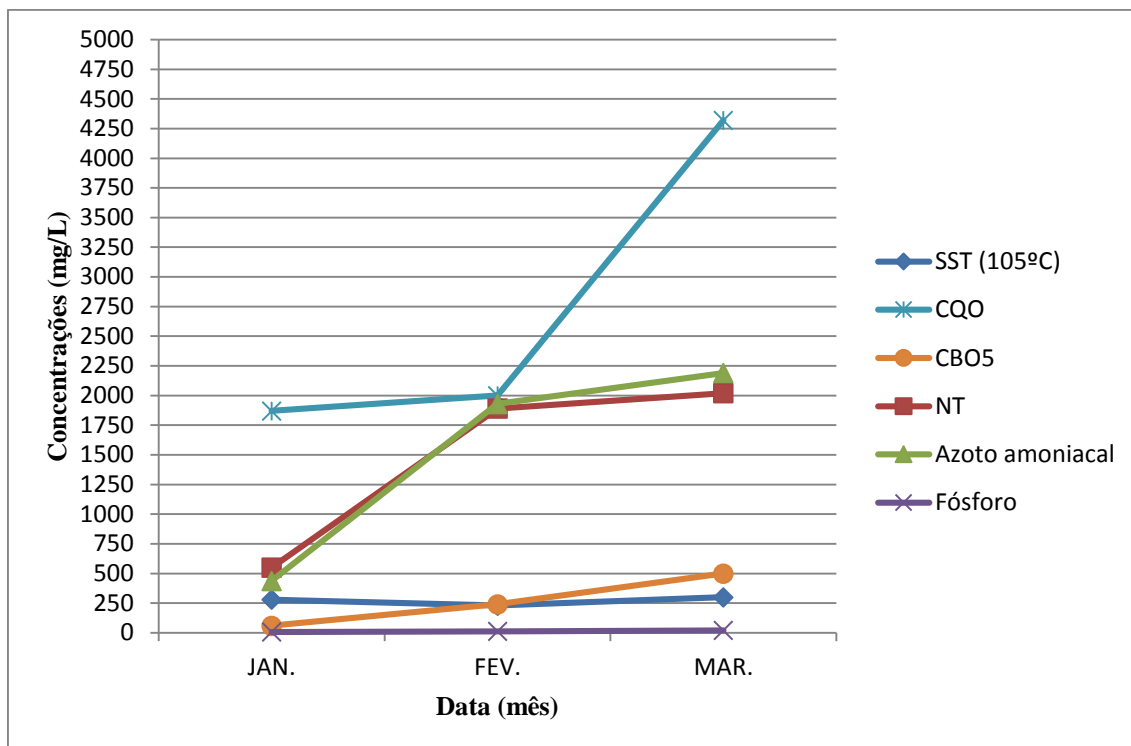


Figura 4.6 – Resultados da monitorização do lixiviado tratado no 1º trimestre de 2014

Tanto na figura 4.4, como nas figuras 4.5 e 4.6, é possível observar que em alguns dias os valores de azoto amoniacal são superior aos de azoto total (NT). Admite-se que esta circunstância possa estar associada ao recurso de diferentes técnicas para analisar o mesmo parâmetro. Em 2013, a MUSAMI auditou um dos dois laboratórios responsáveis pelas análises e verificou que este nem sempre utilizou a mesma metodologia.

Paralelamente, para analisar os picos das concentrações máximas e mínimas dos parâmetros correspondentes ao lixiviado bruto, observaram-se os resultados da monitorização e os dados meteorológicos dos meses em estudo, fornecidos pela MUSAMI. Os picos das concentrações máximas verificaram-se no 2º e 4º trimestre de 2012 e no 2º e 3º trimestre de 2013. As concentrações mínimas verificaram-se nos restantes meses. Quanto à precipitação, a sua quantidade mensal aumentou nos meses que apresentaram maior concentração de lixiviado.

Comparando a variação da quantidade de precipitação diária e da temperatura às 14 UTC era de esperar que quanto mais intenso e durador fosse o fenómeno de precipitação, e menor fosse a temperatura, menor seria a concentração dos parâmetros, devido à diluição dos compostos presentes nos lixiviados. Porém, o fenómeno da precipitação geralmente só se reflete na concentração do lixiviado meses após o fenómeno, dependendo das condições climáticas. Ou seja, os picos de concentrações máximas no 2º e 4º trimestre de 2012 e no 2º e 3º trimestre de

2013 correspondem à fraca quantidade de precipitação no 1º e 3º trimestre de 2012 e 1º e 2º trimestre de 2013, respectivamente.

Para procurar avaliar o incumprimento de alguns parâmetros monitorizados à saída da EPTAL, as figuras 4.7 a 4.21 apresentam uma comparação dos Valores Limite de Descarga (VDL), expressos no Despacho nº 8137/2013, com os resultados obtidos nos boletins de análise, em que cada parâmetro está associado a um ponto listado em *Parâmetros de qualidade para admissão de águas residuais industriais em sistemas de drenagem*, descrito no capítulo 3.4.2.

Relativamente aos pontos 1, 2 e 3, que limitam o pH, a temperatura e os óleos e gorduras, respectivamente, não se verificaram resultados relevantes para a análise dos processos de tratamento dos lixiviados na EPTAL. Contudo, encontra-se em anexo (Anexo A) o resultado da monitorização destes três parâmetros para cada mês em análise.

Os resultados da monitorização do fósforo total (ponto 4) revelam que este parâmetro excedeu o VLD em alguns meses (figuras 4.7, 4.8 e 4.9). Como os resultados do fósforo total à entrada da estação não são apresentados nos boletins de análise, estabeleceu-se uma ordem de grandeza recorrendo à revisão da literatura, onde foi possível encontrar um valor típico expectável de 30 mg P/L (tabela 2.1). De acordo com esta ordem de grandeza todos os valores de fósforo total no lixiviado pré-tratado se encontram-abaixo do valor típico.

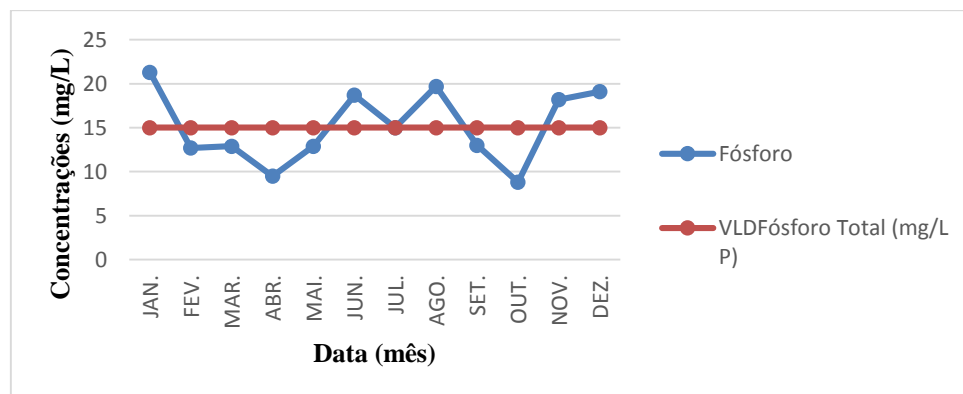


Figura 4.7 - Concentração do Fósforo total comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2012)

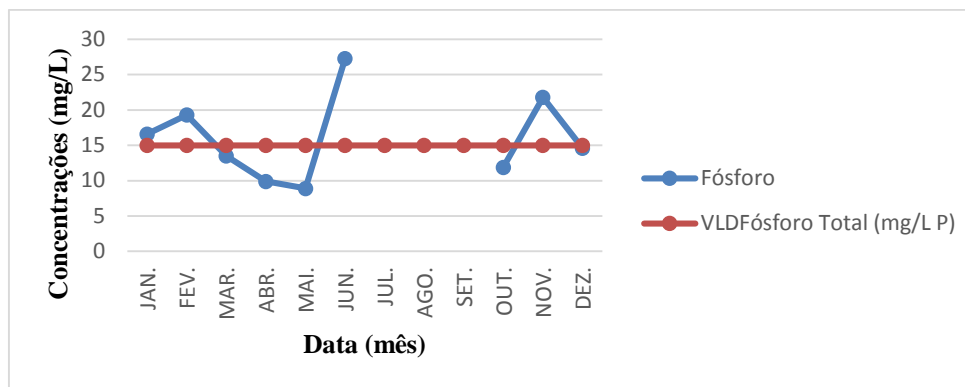


Figura 4.8 - Concentração do Fósforo total comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2013)

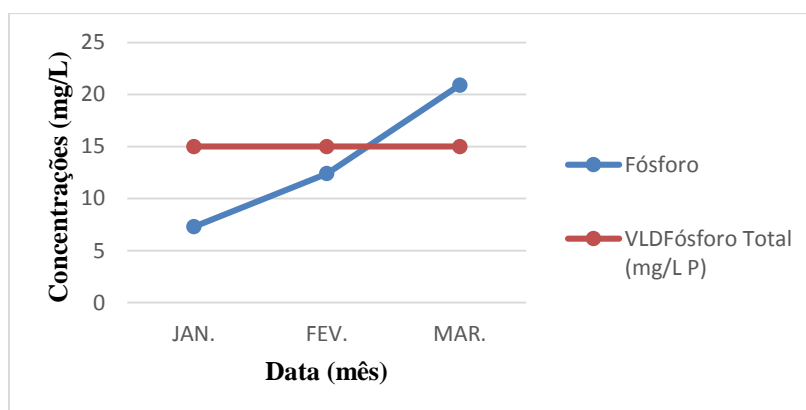


Figura 4.9 - Concentração do Fósforo total comparativamente ao Valor Limite de Descarga (1º trimestre de 2014)

As figuras 4.10, 4.11 e 4.12 apresentam resultados com ordens de grandeza superiores ao VLD para o azoto total (ponto 5), revelando ser um parâmetro crítico na análise do funcionamento da EPTAL. Apesar de não serem apresentadas percentagens de redução pela entidade gestora ou pelos serviços municipalizados para qualquer parâmetro, neste momento, a estação permite obter reduções de azoto total que variam entre 19 – 59%. O fato de a faixa de remoção do azoto total variar entre valores tão díspares e o fato de este ser um parâmetro que limita o bom funcionamento da ETAR da Pranchinha obrigam uma alteração no tratamento dos lixiviados da EPTAL. De forma a cumprir a legislação é normalmente aconselhado, a este tipo de ineficiência, um tratamento de membranas.

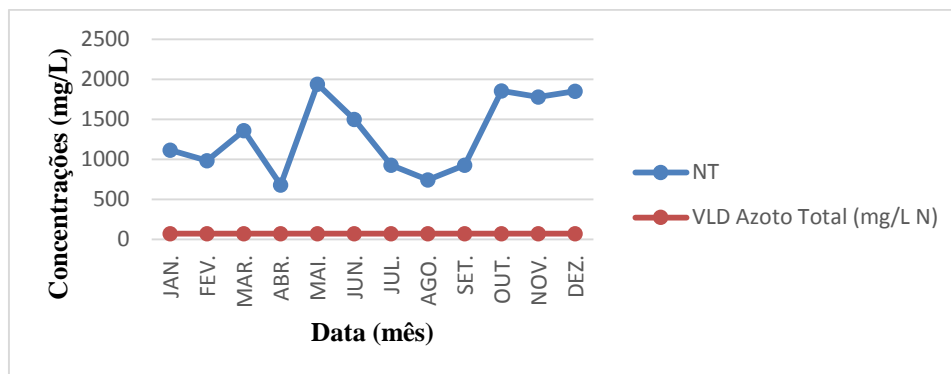


Figura 4.10 - Concentração do Azoto total comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2012)

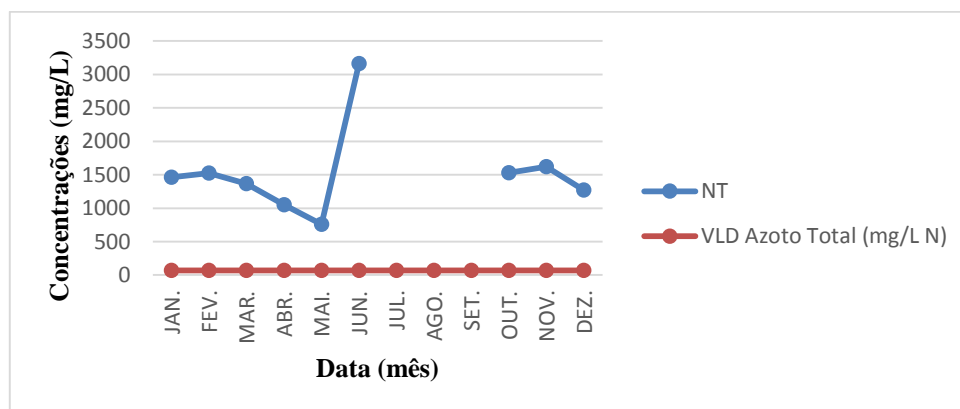


Figura 4.11 - Concentração do Azoto total comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2013)

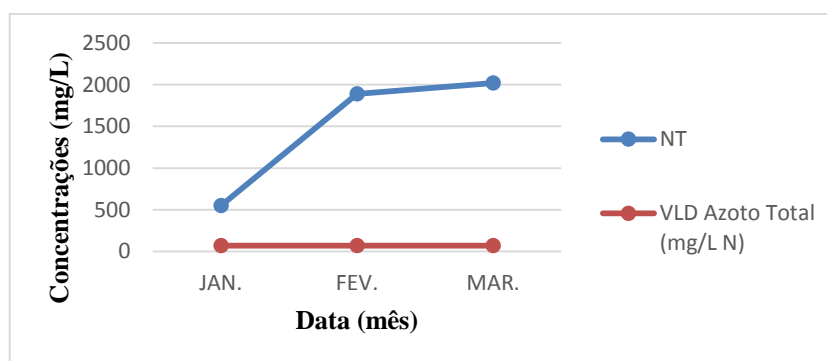


Figura 4.12 - Concentração do Azoto total comparativamente ao Valor Limite de Descarga (1º trimestre de 2014)

Os resultados da CBO₅ (ponto 6) são apresentados nas figuras 4.13, 4.14 e 4.15. Este parâmetro respeita o valor de descarga na maior parte do tempo. Em cerca de 50% das análises efetuadas os níveis de remoção situam-se entre 70 – 85%, o que coincide com o rendimento previsto na LA, já descrito anteriormente no capítulo 3.3.1, e nos outros 50% abaixo de 70%.

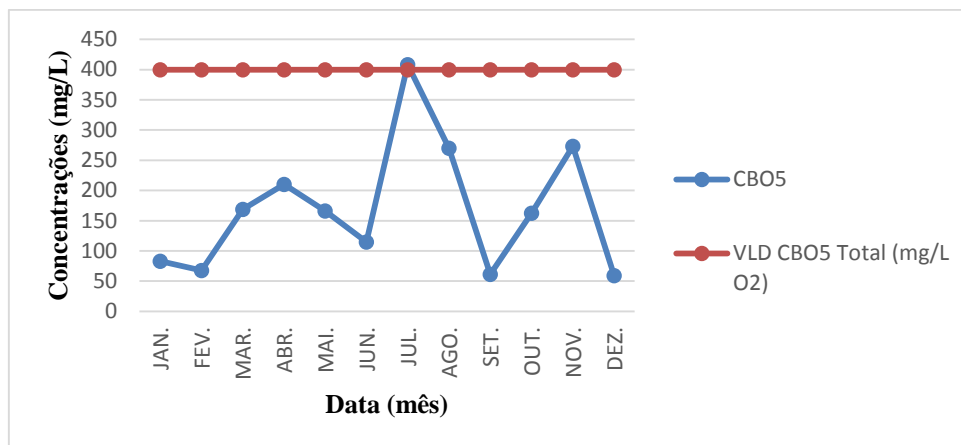


Figura 4.13 - Concentração da CBO₅ comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2012)

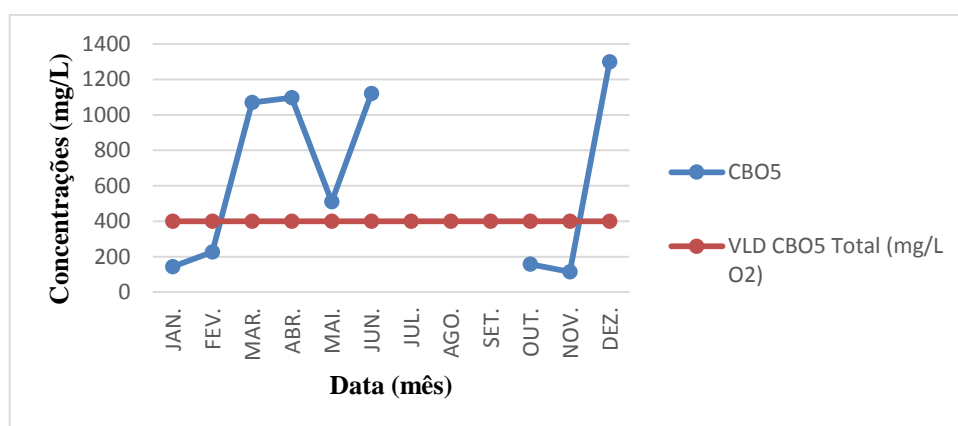


Figura 4.14 - Concentração da CBO₅ comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2013)

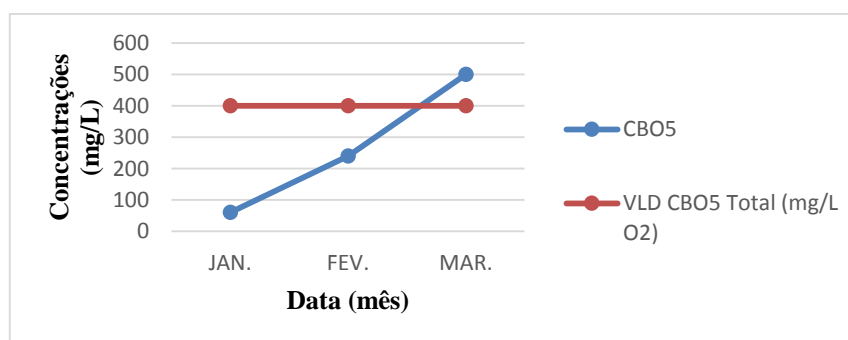


Figura 4.15 - Concentração da CBO₅ comparativamente ao Valor Limite de Descarga (1º trimestre de 2014)

No que se refere à CQO (ponto 7) os resultados são preocupantes para a aceitação das águas lixiviantes na ETAR da Pranchinha pelo facto de serem muito elevados em todos os meses (figuras 4.16, 4.17 e 4.18). O rendimento de eliminação da CQO varia entre 0 – 69%, inferior ao que seria expectável (capítulo 3.3.1). Como a CBO₅ se encontra, normalmente, dentro da faixa de valores admissíveis admite-se que existe uma concentração significativa de compostos suscetíveis de serem oxidados, nomeadamente de azoto amoniacal. (figuras 4.4, 4.5 e 4.6).

O afluente da EPTAL contém lixiviados com cerca de treze anos de idade, provenientes da célula selada, e cinco anos de idade, provenientes da célula em exploração. Esta situação interfere no processo de tratamento do lixiviado alterando a qualidade do mesmo. Normalmente, o primeiro tipo de lixiviado apresenta menores concentrações de CQO e maiores concentrações de azoto amoniacal, e o segundo tipo apresenta, normalmente, maiores concentrações de CQO e menores concentrações de azoto amoniacal, como já foi referido na tabela 2.2.

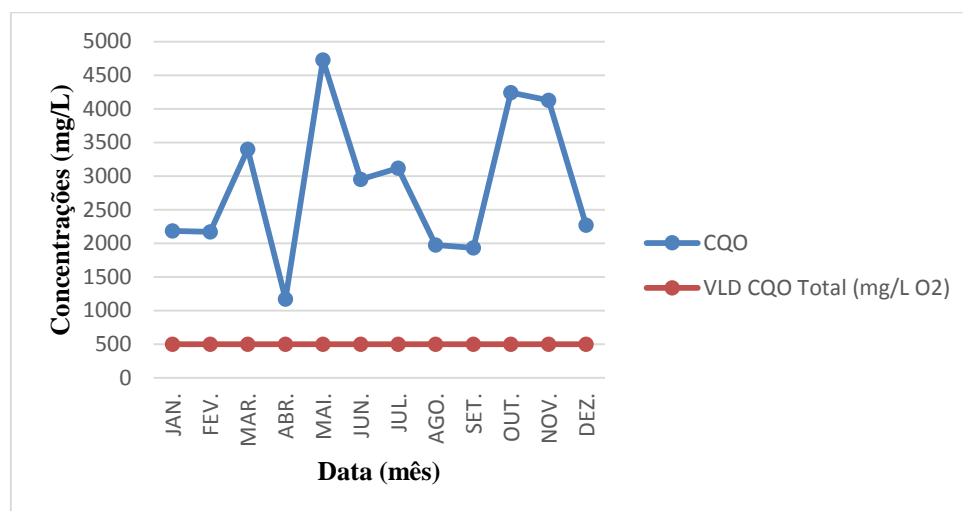


Figura 4.16 - Concentração da CQO comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2012)

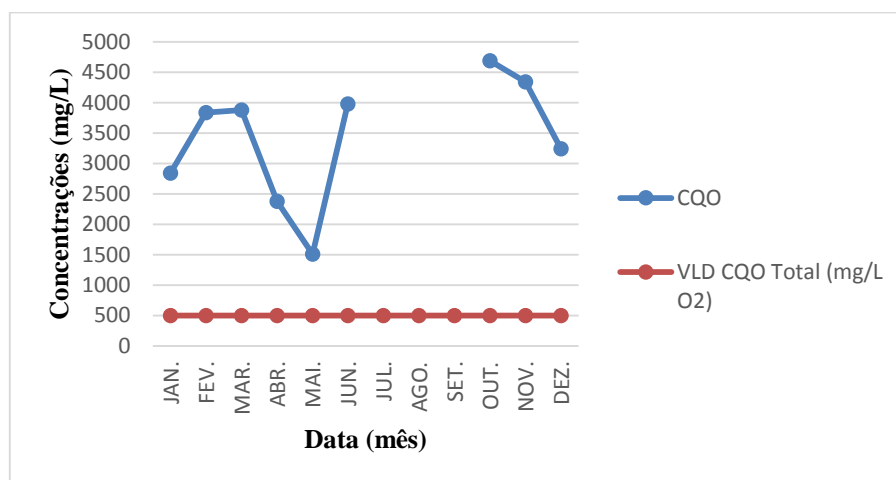


Figura 4.17 - Concentração da CQO comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2013)

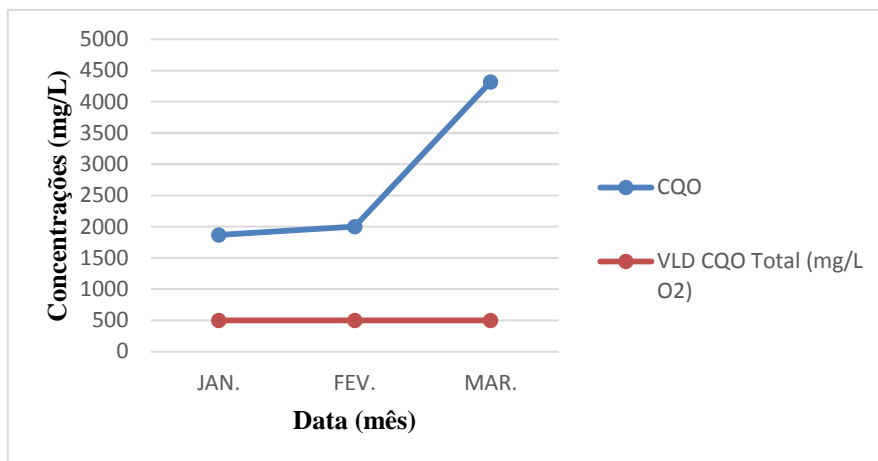


Figura 4.18 - Concentração da CQO comparativamente ao Valor Limite de Descarga (1º trimestre de 2014)

O ponto 8, correspondente à relação CBO_5/CQO , refere que os valores deste rácio devem ser superiores a 0,6, o que não acontece em nenhuma das amostras dos lixiviados pré-tratados (tabela 4.1), devido aos valores elevados da CQO.

Tabela 4.1 – Relação CBO_5 – CQO

Mês	CBO_5 - CQO (2012)	CBO_5 - CQO (2013)	CBO_5 - CQO (1º trimestre 2014)
JAN.	0.04	0.05	0.03
FEV.	0.03	0.06	0.12
MAR.	0.05	0.28	0.12
ABR.	0.18	0.46	
MAI.	0.04	0.34	
JUN.	0.04	0.28	
JUL.	0.13		
AGO.	0.14		
SET.	0.03		
OUT.	0.04	0.03	
NOV.	0.07	0.03	
DEZ.	0.03	0.40	

No que respeita aos SST (ponto 9) as concentrações encontram-se na grande maioria das vezes muito abaixo do VLD (figuras 4.19, 4.20, 4.21).

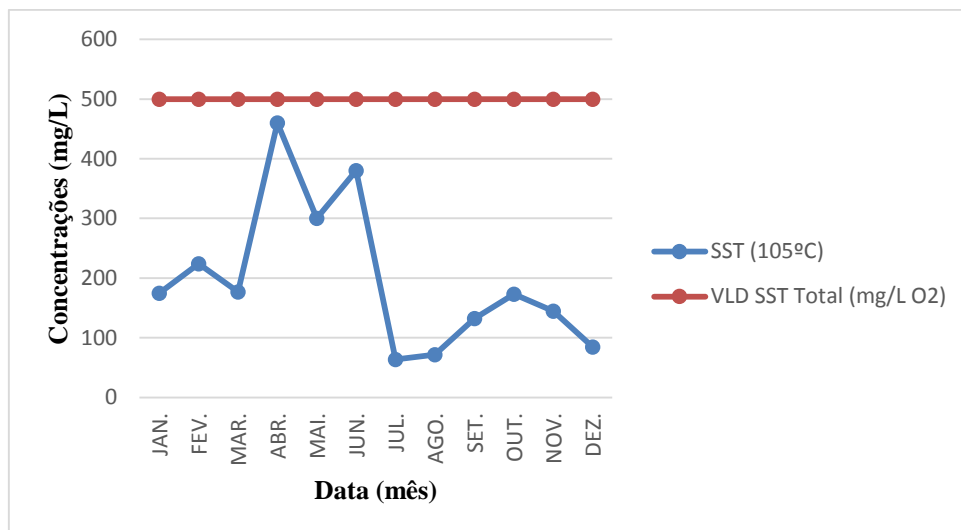


Figura 4.19 - Concentração dos SST comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2012)

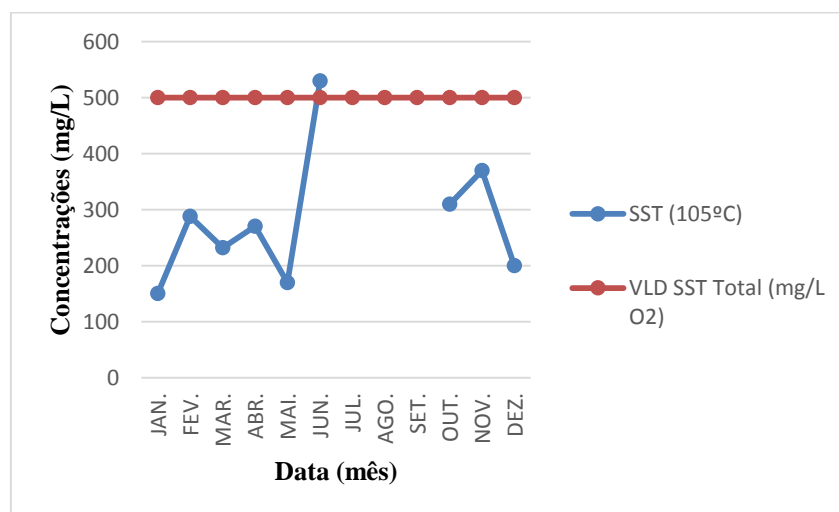


Figura 4.20 - Concentração dos SST comparativamente ao Valor Limite de Descarga (2013)

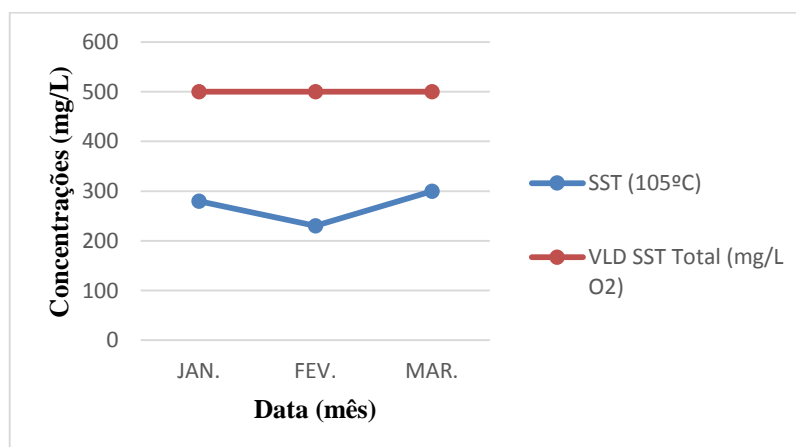


Figura 4.21 - Concentração dos SST comparativamente ao Valor Limite de Descarga (1º trimestre de 2014)

Apesar de a recirculação estar em funcionamento, a nitrificação do azoto amoniacal não é realizada de um modo eficaz. A matéria biologicamente degradável pode existir em baixa quantidade, e, por consequência, não ser produzido carbono inorgânico para que as bactérias nitrificantes reduzam o azoto amoniacal a nitrato. Quando não existe matéria biologicamente degradável a biomassa/matéria suspensa (MS) não cresce, o que se reflete na falta de produção de lamas, dada pelos SST.

Como não existe purga de lamas na 2ª lagoa e como as condições de sedimentação são idênticas nas duas lagoas, é possível admitir que as concentrações de SST e CBO₅ não variam substancialmente de lagoa para lagoa, tal como num processo de lamas ativadas, o que permitiu estimar a carga mássica (F/M) (tabelas 4.2, 4.3 e 4.4).

Tabela 4.2 – Resultado do cálculo do F/M (2012)

Mês	Caudal (m3/dia) (lixiviado bruto)	CBO5 (mg/L) (lixiviado bruto)	SST (mg/L) (efluente pré-tratado)	F/M
JAN.	30	429	175	0,14
FEV.	41	284	224	0,10
MAR.	51	399	177	0,21
ABR.	62	250	460	0,06
MAI.	46	470	300	0,14
JUN.	5	1150	380	0,03
JUL.	4	482	64	0,06
AGO.	16	296	72	0,12
SET.	9	322	132	0,04
OUT.	5	1032	173	0,06
NOV.	76	758	145	0,75
DEZ.	160	670	85	2,38

Tabela 4.3 – Resultado do cálculo do F/M (2013)

Mês	Caudal (m3/dia) (lixiviado bruto)	CBO5 (mg/L) (lixiviado bruto)	SST (mg/L) (efluente pré-tratado)	F/M
JAN.	51	1738	150	1,12
FEV.	20	945	288	0,12
MAR.	7	2004	232	0,12
ABR.	180	2175	271	2,72
MAI.	74	1150	170	0,95
JUN.	330	1430	530	1,68
JUL.	2	880		
AGO.	29	900		
SET.	5	1050		
OUT.	106	1070	310	0,69
NOV.	48	430	370	0,10
DEZ.	124	4950	200	5,79

Tabela 4.4 – Resultado do cálculo do F/M (1º trimestre 2014)

Mês	Caudal (m3/dia) (lixiviado bruto)	CBO5 (mg/L) (lixiviado bruto)	SST (mg/L) (efluente pré-tratado)	F/M
JAN.	63	65	280	1,12
FEV.	183	1900	230	0,12
MAR.	95	770	300	0,12

O tipo de tratamento biológico da EPTAL aproxima-se do regime de baixa carga (arejamento prolongado) em que a biomassa tem concentrações elevadas e a gama de valores de F/M é de 0,03 – 0,135. Observando os resultados, em metade dos meses, o valor de F/M excede os limites do regime de baixa carga, o que torna os resultados inconsistentes. Esta situação pode estar a ocorrer porque não existe um regime definido para as lagoas arejadas. Além disso, no decorrer de 2013 foi detetada uma avaria no caudalímetro de saída, reportada pela MUSAMI, o que influencia qualquer um dos resultados analisados. A pluviosidade média em Ponta Delgada também é um fator que influencia a produção de lixiviados, podendo aumentar consideravelmente o caudal à entrada da estação.

Da análise da informação disponível é possível salientar que os parâmetros que mais limitam a eficiência do tratamento dos lixiviados são o azoto total e a CQO. Como a CQO é influenciada pela ineficiência do processo de nitrificação do azoto amoniacal, a entidade gestora irá procurar melhorar o funcionamento da EPTAL focando-se principalmente na eliminação do azoto.

5. REMOÇÃO DE AZOTO ATRAVÉS DA OSMOSE INVERSA

Como o horizonte de entrada em funcionamento de uma central de incineração em Ponta Delgada não deverá ser inferior a 5 anos, torna-se necessário avançar com uma solução que limite o excesso de azoto no efluente pré-tratado, durante esse período. Deste modo, a MUSAMI abriu um concurso para a aquisição de um equipamento de osmose inversa.

Como já foi referido anteriormente no capítulo 2.5, 35% das ETAL em Portugal Continental utilizam este tipo de tratamento como processo de afinação. Atualmente, encontram-se em fase de concurso público/aquisição/construção alguns sistemas de tratamento de lixiviados por osmose inversa, cujas características principais se resumem na tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Exemplos de custos base para a obtenção de um equipamento de osmose inversa, para tratamento de lixiviados (Diário da República: Parte L - Contratos Públicos)

Anúncio de procedimento	Entidade gestora	Designação do contrato	Valor do preço base do procedimento (€)
N.º 2065/2010	Ecolezíria - Empresa intermunicipal para o tratamento de resíduos sólidos, E.I.M.	Concurso Público para aquisição de sistema de tratamento de lixiviados por osmose inversa nova, com capacidade de 100 m ³ /dia, com operação e manutenção por 3 (três) anos.	700 000,00
N.º 5617/2013	RESINORTE - Valorização e tratamento de resíduos sólidos, S.A.	Conceção, instalação e manutenção do sistema de tratamento de lixiviados por osmose inversa do aterro sanitário de Vila Real ¹ e conceção e execução da reabilitação e manutenção de idênticos sistemas existentes nos aterros sanitários de Boticas, Celorico de Basto e Lamego.	800 000,00 ²
N.º 76/2014	RESIALENTEJO - Tratamento e valorização de resíduos, E.I.M.	Prestação de serviços para aluguer de uma unidade de osmose inversa para o tratamento de águas residuais do Parque Ambiental ³ .	199 000,00

¹Para um caudal de 130 m³/dia (RESINORTE, 2014)

²Desde valor, aproximadamente 500 000,00 € foram para a conceção, instalação e manutenção do sistema de tratamento de lixiviados por osmose inversa do aterro sanitário de Vila Real (RESINORTE, 2014)

³Para um caudal de 100 m³/dia (RESIALENTEJO, 2014)

A informação apresentada na tabela 5.1 permite verificar que os custos de aquisição não diferem muito entre si (Ecolezíria e RESINORTE). Por outro lado o custo correspondente à prestação de serviços para aluguer (RESIALENTEJO), pode revelar-se como sendo bastante competitivo se o aluguer não exceder um período de três anos.

Foi igualmente contactada a empresa AST - Soluções e Serviços de Ambiente com o objetivo de apurar o montante relativo à aquisição de uma unidade *standard* de osmose inversa, com a

capacidade de tratar 100 m³/dia de lixiviados (tabela 5.2). Esta empresa disponibilizou igualmente os montantes associados ao serviço de aluguer para uma unidade *standard* de osmose inversa, bem como o montante global associado ao aluguer de uma unidade para fazer face ao tratamento pontual de caudal excedente, durante um período limitado de tempo (cerca de três meses).

Tabela 5.2 – Preço contratual para dois tipos de serviço de uma unidade de osmose inversa (RACIUS, 2014; AST, 2014)

Posição	Entidade	Ano	Preço Contratual (€)	Tipo de contrato
Contratado	AST – Soluções e Serviços de Ambiente, Lda	-	650 000,00	Compra
Contratado	AST – Soluções e Serviços de Ambiente, Lda	-	25 000,00	Aluguer - Mensal
Contratante	GESAMB - Gestão Ambiental e de Resíduos, E.I.M	2010	109 900,00	Aluguer (para uma situação pontual de excedência de caudal, durante o Inverso)

De acordo com a informação disponibilizada, o serviço de aluguer mensal revela-se atrativo se o período de tempo for inferior a 26 meses, comparativamente ao preço de compra oferecido por esta empresa. Por outro lado, importa referir que o custo de aquisição não difere substancialmente dos custos anteriormente apresentados na tabela 5.2.

Foi igualmente obtida a informação relativa à ordem de grandeza do custo base para a aquisição de uma unidade de osmose inversa para caudais até 200 m³/dia (tabela 5.3).

Tabela 5.3 – Custos base para dois tipos de sistemas de tratamento por osmose inversa (EGF, 2014)

Tipos de sistemas de tratamento por osmose inversa	Custo base (€)
Com dois estágios de filtração	650 000,00 – 750 000,00
Com um estágio de filtração	400 000,00 – 500 000,00

De acordo com os dados obtidos, admite-se que a opção de compra é mais económica à opção de aluguer. De facto, o aluguer só é favorável se a utilização do equipamento não exceder um período de 2-3 anos.

Relativamente aos custos unitários operacionais da osmose inversa e de outros tipos de tratamento de lixiviados, foi possível agregar os valores que se resumem na tabela 5.4. Comparando o custo total do tratamento por osmose inversa com outros tipos de tratamento em Portugal Continental, observa-se que este tratamento mais é mais oneroso, situando-se acima da média dos custos totais da generalidade dos tratamentos.

Tabela 5.4 - Custos médios unitários por volume de lixiviado tratado para os principais tipos de tratamento das ETAL em Portugal Continental (IRAR, 2008)

Principais tipos de tratamento das ETAL	Custo de despesas correntes (€/m ³)	Custo de capital (correspondente às amortizações de capital) (€/m ³)	Custo total de tratamento (€/m ³)
Leitos de macrófitas	2	0,4	2,4
Osmose inversa	4,7	3,3	8,1
Evaporação/Condensação	25	—	25
Média dos custos associados ao tratamento de lixiviados fornecidos pelas entidades gestoras	3,3	2,7	6,0

De acordo com o Relatório IRAR nº 03/2008, o custo das despesas correntes, de acordo com as entidades gestoras reportadas, correspondem às despesas com a energia para funcionamento da ETAL (23%), despesas com pessoal (10%), entre outras (67%), como por exemplo o custo de reagentes, aluguer de equipamentos e aquisição de serviços. No caso da osmose inversa, as parcelas relativas à energia e à manutenção das membranas são as que mais pesam nos custos correntes.

Analisando os valores dos caudais dos efluentes pré-tratados (Anexo B) da EPTAL de Ponta Delgada é possível estimar um caudal médio de 81 m³/dia, sabendo, no entanto, que existem valores que poderão não corresponder à realidade, devido à ausência de dados fiáveis relativos ao caudal. Se se admitir que a instalação de osmose inversa trabalha 20 h/dia o caudal horário será de 4,05 m³/h, o que permite, utilizando os dados das tabelas 3.6 e 5.4, estimar consumos energéticos diários e custos anuais para uma melhor aproximação da realidade portuguesa, que se encontram nas tabelas 5.5 e 5.6, respetivamente. Recorrendo a um custo total de tratamento por osmose inversa foi igualmente possível calcular o custo diário, que se apresenta na tabela 5.7.

Tabela 5.5 – Cálculo do consumo energético diário para duas pressões diferentes (Metcalf & Eddy, 2003)

Processo	Q _{estimado} (m ³ /dia)	Pressão (kPa)	Consumo energético (kWh/m ³)	Consumo energético diário (kWh/dia)
Osmose inversa	81	1 575	10,2	826,2
		2 800	18,2	1 474,2

Tabela 5.6 – Cálculo do consumo energético diário e respetivo custo anual (EGF, 2014; Brito, 2014)

Processo	Q _{estimado} (m ³ /dia)	Consumo energético (kWh/m ³)	Consumo energético diário (kWh/dia)	Custo de referência da eletricidade, em Portugal ⁴ (€/kWh)	Custo energético anual (€/ano)
Osmose inversa	81	9,5	769,5	0,23	64 600

⁴Referência do custo da eletricidade em Portugal no segundo semestre de 2013; Eurostat, 2014

Tabela 5.7 – Cálculo do custo total da osmose inversa (IRAR, 2008)

Processo	Q_{estimado} (m³/dia)	Custo total do tratamento (€/m³)	Custo total de tratamento (€/dia)
Osmose inversa	81	8,1	656,1

Com base na informação anteriormente apresentada, é possível estimar o custo total da ETAL durante o período de funcionamento de 5 anos que será de, aproximadamente, 1,2 milhões de euros, incluindo a substituição de membranas, que em regra ocorre ao fim de cada 3 anos, em média.

Durante este período, o comportamento da osmose inversa é eficaz, mas o seu rendimento diminui para 50% ao fim do 5º ano de vida útil pelo incremento de sais após a sucessiva recirculação do concentrado sobre a massa de resíduos depositada em aterro.

A aquisição de um equipamento por osmose inversa permitirá resolver o problema do excesso de azoto, e, também produzir efluente tratado (cerca de 50% do caudal afluente) passível de ser valorizado nas instalações do Ecoparque, nomeadamente para atividades de limpeza e saneamento.

De acordo com os valores reportados junto da entidade gestora, em 2013 consumiu-se 3 228 m³ de água para lavagens, saneamento básico e outras atividades que necessitam de água dentro do recinto do Ecoparque. Sabendo que 50% do caudal que aflui à osmose inversa é novamente recirculado no aterro (caudal concentrado) e que 50% (caudal permeado) está disponível para ser reutilizado, o Ecoparque da Ilha de S. Miguel poderá utilizar na totalidade o caudal permeado proveniente da osmose inversa e assim satisfazer todas as necessidades de consumo anteriormente referidas, como se apresenta na tabela 5.8.

Tabela 5.8 – Cálculo do consumo médio diário de água para lavagens saneamento básico e outras atividades

Consumo médio anual (m³/ano)	Caudal permeado (m³/dia)	Consumo médio diário (m³/dia)
3 228	40,5	8,8

6. CONCLUSÕES

Conforme exposto anteriormente, um dos principais objetivos do presente trabalho foi efetuar uma revisão do estado da arte dos processos e das tecnologias associados ao tratamento das águas lixivantes, em aterros sanitários, e analisar o funcionamento da EPTAL através dos dados fornecidos pela entidade gestora do aterro sanitário intermunicipal da ilha de S. Miguel, nos Açores, em particular no que respeita à remoção do parâmetro azoto.

Com base na avaliação das análises e respectivos resultados, verificou-se que a remoção do azoto é na realidade uma limitação no processo de tratamento na EPTAL, tendo-se procurado avaliar qual ou quais as soluções que melhor permitiriam minimizar a presença de azoto em excesso, para que aquela unidade passasse a cumprir o regulamento de descarga a que está sujeito.

Com base na discussão dos resultados apresentados anteriormente e ponderadas as razões associadas ao excesso de azoto que se verifica, conclusões que se retiram são as seguintes;

- A EPTAL existente não permite cumprir na totalidade o regulamento de descarga;
- A operação da instalação existente pode ser substancialmente melhorada com custos relativamente reduzidos, nomeadamente através de um regime de exploração mais próximo de um processo de lamas ativadas convencional com remoção de azoto, eventualmente através do recurso a uma fonte exógena de carbono, o que contribuiria para um melhor desempenho;
- O recurso à adsorção e à precipitação química poderão ser processos complementares que permitiriam, igualmente, contribuir para um melhor desempenho da atual EPTAL;
- A osmose inversa é a tecnologia mais eficiente relativamente à remoção de azoto. Contudo em situações em que a concentração de azoto amoniacal no lixiviado bruto seja superior a 2 500 mg/L, a osmose inversa não permite a cumprimento dos limites de descarga;
- O custo de investimento e operação para o tratamento do lixiviado através do processo por osmose inversa até entrada em funcionamento da central de incineração, cerca de 5 anos, estima-se em cerca de 1,2 milhões de euros;

Trabalho futuro

Com a entrada em funcionamento da osmose inversa num período a curto prazo, considera-se que será certamente uma ótima oportunidade para estudar a eficácia deste método na retirada do azoto. Paralelamente, a comparação do tratamento por osmose inversa com outro método alternativo também seria interessante para posterior avaliação dos respectivos resultados referentes à

remoção do azoto e, fundamentalmente, conseguir-se obter uma comparação realista sobre os respectivos custos associados por m³ de tratamento.

7. BIBLIOGRAFIA

- ABBAS, A., JINGSONG, G., PING, L., YA, P., AL-REKABI, W. (2009) *Review on Landfill Leachate Treatment*, American Journal of Applied Sciences 6 (4): 672-684, Science Publications.
- ALVAREZ-VAZQUEZ, H., JEFFERSON, B., JUDD, S. (2004). *Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: A brief review*. J. Chem. Technol. Biotechnol., 79: 1043-1049. DOI: 10.1002/jctb.1072.
- AMISM. *Ampliação da célula da 1ª Fase da estação de tratamento de resíduos sólidos da Associação de Municípios da Ilha de S. Miguel*. AN9.1 – Resumo Não Técnico, Açores.
- AMOKRANE, A., COMEL, C., VERON, J. (1997) *Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation*. Water Res., 31: 2775-2782. DOI: 10.1016/S0043-1354(97)00147-4.
- APA., *Relatório do Estado do Ambiente (REA) 2013 – Portugal*, APA, I.P, outubro 2013.
- AST – Soluções e Serviços de Ambiente, Lda (2014).
- BAE, H., CHO, K., BUM, B., LEE, S., YOON, B. (1998) *Effects of leachate recycle and anaerobic digester sludge recycle on the methane production from solid waste*. Water Sci. Technol. 38: 159-168. DOI: 10.1016/S0273-1223(98)00441-7.
- BIGOT, V., LUCK, F., PAILLARD, H., WAGNER, A. (1994) *Landfill leachate treatment: comparison of three oxidation processes using ozone*. In: Proceedings of the International Ozone Association Regional Conference, European-African Group, July 1994, Zürich, Switzerland, pp: 219-228.
- BRITO, A. Portugal está entre os países europeus com os preços da energia mais altos, *Público*, (21 de maio de 2014). Acedido em: <http://www.publico.pt/economia/noticia/portugal-esta-entre-os-paises-europeus-com-os-precos-da-energia-mais-caros-1636846> (setembro, 2014).
- BULL, P., EVANS, J., WECHSLER, R., CLELAND, K. (1983). *Biological technology of the treatment of leachate from sanitary landfills*. Water Res., 17: 1473-1481. DOI: 10.1016/0043-354(83)90001-5.
- CABEÇAS, A. *Aterro Sanitário – Resíduos Sólidos Urbanos*. FCT-UNL, Monte da Caparica. 2012.
- CABEÇAS, A. “Aterro Sanitário: solução onnipresente”. *Água & Ambiente* (maio de 2014).
- Decreto Legislativo Regional nº 29/2011/A, D.R. I Série. Nº220, 16 de novembro de 2011, 4871-4956.
- Decreto-Lei nº 183/09, D.R. I Série. Nº 153, 10 de agosto de 2009, 5170-51-98.
- Decreto-Lei nº 194/00, D.R. I Série-A. Nº 192, 21 de agosto de 2000, 4116-4131.
- Decreto-Lei nº 236/98, D.R. I Série-A. Nº 176, 1 de agosto de 1998, 3676-3722.
- Decreto-Lei nº152/02, D.R. I Série-A. Nº 119, 23 de maio de 2002, 4680-4699.
- Despacho nº 8137/2013, D.R. II Série. Nº118, 21 de junho de 2013, 19761-19762.

- DIAMADOPOULOS, E., SAMARAS, P., DABOU, X., SAKELLAROPOULOS, G. (1997) Combined treatment of leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor. *Water Sci. Technol.*, 36: 61-68. DOI: 10.1016/S0273-1223(97)00370-3.
- DINIZ, D. (2010) *Remoção de nitrogénio amoniacal de lixiviado de aterro de resíduos sólidos por precipitação química com formação de estruvita*, Universidade de Brasília.
- Directiva 2008/98/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de Novembro, Jornal Oficial da União Europeia, L 312/3, 2008.
- Directiva 1999/31/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 26 de Abril, Jornal Oficial das Comunidades Europeias, L182/1, 1999
- DOLLERER, J. WILDERER, P. (1996) *Biological treatment of leachates from hazardous waste landfills using SBBR technology*. *Water Sci. Technol.*, 34: 437-444. DOI: 10.1016/S0273-1223(96)00776-7.
- DOYLE, J., PARSONS, S. (2002) "Struvite formation, control and recovery". *Water Research*, 36(16), 3925-3940.
- DROSTE, R. L. *Theory and practice of water and wastewater treatment*, John Wiley & Sons, Inc., USA, 1997.
- DTI (1996) *Landfill Gas Development Guidelines*. Energy Technology Support Unit, Department of Trade and Industry, HMSO, London.
- Ecofur (2014) Acedido em: <http://www.ecofur.pt/> (julho de 2014).
- ERSAR, APA. *PERSU II: Plano Estratégico para os Resíduos urbanos 2007-2016. Relatório de Acompanhamento 2010*, ERSAR & ARA, fevereiro de 2012.
- FETTIG, J. (1999) *Removal of humic substances by adsorption/ion exchange*. *Water Sci. Technol.*, 40:171-182. DOI: 10.1016/S0273-1223(99)00 654-X.
- Garcia, H., Rico, J., Garcia, P. (1996) *Comparison of anaerobic treatment of leachates from an urban-solid-waste landfill at ambient temperature and at 35°C*. *Bioresour. Technol.*, 58: 273-277. DOI: 10.1016/S0960-8524(96)00 114-9.
- GEENS, D., BIXIO, B., THOEYA, C. (2000) *Combine ozone activated sludge treatment of landfill leachate*, *Water Sci. Tech.*, 44 (2-3): 359-365.
- HOW STUFF WORKS (2000) Acedido em: <http://science.howstuffworks.com/environmental/green-science/landfill6.htm> (setembro de 2014)
- IPMA – Instituto Português do Mar e da Atmosfera. Acedido em: <https://www.ipma.pt/pt/oclima/normais.clima/1981-2010/020/> (setembro de 2014)
- IRAR (2008). *Gestão e tratamento de lixiviados produzidos em aterros sanitários de resíduos urbanos*. Nº 03/2008. IRAR & FCT7UNL, Lisboa.
- JUNIOR, A., DALSASSO, R., ROHERS, F. (2010) *Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado*, *Eng Sanit Ambient*, v.15 n.4, out/dez. 385-392.

- KARGI, F., PAMUKOGLU, M. (2004) *Adsorbent supplemented biological treatment of pre-treated landfill leachates by fed-batch operation*. *Bioresour. Technol.*, 94: 285-291. DOI: 10.1016/j.biortech.2004.01.003.
- KENNEDY, K., LENTZ, E. (2000) *Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket reactors*. *Water Res.*, 34: 3640-3656. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00114-7.
- KULIKOWSKA, D., KLIMIUK, E. (2003) *Removal of Organics and Nitrogen from Municipal Landfill Leachate in Two-Stage SBR Reactors*, *Polish Journal of Environmental Studies* Vol. 13, No. 4 (2004), 389-396
- LEDAKOWICZ, S., KACZOREK, K. (2004). *Laboratory simulation of anaerobic digestion of municipal solid waste*. *J. Environ. Sci. Health*, 39: 859-871. DOI: 10.1081/ESE-120028398.
- LEMA, J., MENDEZ, R., BLAZQUEZ, R. (1988) *Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review*. *Water air soil pollut.*, 40: 223-250. DOI: 10.1007/BF00163730.
- LEVY, J. Q., CABEÇAS, A. J. *Resíduos urbanos—princípios e processos*. AEPSA. Lisboa, 2006.
- LEVY, J., SANTANA, C. (2004) *Funcionamento das estações de tratamento de águas lixiviantes e ações para a sua beneficiação*. Acedido em: http://www.ecoservicos.pt/index_htm_files/Funcion_estacoes_aguas_lixiviantes.pdf (junho, 2014).
- Licença Ambiental (LA) nº1/2010/DRA, 22 de fevereiro de 2010.
- Licença Ambiental (LA) nº1/2010/DRA, 22 de fevereiro de 2010 (2º Aditamento).
- LI, X., ZHAO, Q., HAO, X. (1999) *Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation*. *Waste Manage.*, 19: 409-415. DOI: 10.1016/S0956-053X(99)00148-8.
- LIN, C., CHANG, F., CHANG, C. (2000) *Codigestion of leachate with septage using a UASB reactor*. *Bioresour. Technol.*, 73: 175-178. DOI: 10.1016/S0960-8524(99)00166-2.
- LINDE, K., JONSSON, A., WIMMERSTEDT, R. (1995) *Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis*. *Desalination*, 101: 21-30. DOI: 10.1016/0011-9164(95)00004-L.
- LOPEZ, A., PAGANO, M., VOLPE, A., DI PINTO, A. (2004) *Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate*. *Chemosphere*, 54: 1005-1010. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2003.09.015.
- LOUKIDOU, M., ZOUBOULIS, A. (2001) *Comparison of two biological treatment process using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment*. *Environ. Pollut.*, 111: 273-281. DOI: 10.1016/S0269-7491 (00) 00069-5.
- MAUS, V., COSTA, A., RIGUES, A. (2009) *Tratamento do lixiviado de aterro de resíduos urbanos por processo fenton*, *TECNO-LÓGICA*, Santa Cruz do Sul, v.13, n.1, p.52-59, jan./jun. 2009.
- MARTIENSSSEN, M., SCHOPS, R. (1997) *Biological treatment of leachate from solid waste landfill sites - Alterations in the bacterial community during the denitrification process*. *Water Res.*, 31: 1164-1170. DOI: 10.1016/S0043-1354(96)00364-8.

- Memória descritiva e justificativa do arejamento nas lagoas de lixiviados - Sistema de arejamento Ecofur*, do Aterro Sanitário da AMISM, FACTORAMBIENTE, Açores.
- McBEAN, E., ROVERS, F., FARQUHAR, G. (1995) *Solid Waste Landfill Engineering and Design*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- METCALF&EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment and reuse*, McGraw-Hill, 1991.
- METCALF&EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment and reuse*, McGraw-Hill, 2003.
- MIL-HOMENS, F. “A valorização energética e o desvio de resíduos de aterro”. *Água & Ambiente* (maio de 2014).
- MORAES, P., BERTAZZOLI, R. (2005) *Electrodegradation of landfill leachate in a flow electrochemical reactor*. *Chemosphere*, 58: 41-46. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2004.09.026.
- MOSS, H. (1997) Dynamotive Technologies, UK Ltd., Bedford (personal communication)
- MPENYANA, L., COETZEE, M., SCHWARZER, S. (2008) *Removal of Ammonia from Landfill Leachate in a Two-Stage Biofiltration Process*, *Journal of Biological Sciences* 8 (2): 368-373, Asian Network for Scientific Information.
- MUSAMI, Revista Valorizar, 2014, Ponta Delgada.
- ONNIS-HAYDEN, A., GU, A. (2008) *Comparisons of organic sources for denitrification: biodegradability, denitrification rates, kinetic constants and practical implication for their application in WWTPs*, Water Environment Federation, WEFTEC.
- Parte L - Contratos Públicos. D.R. II Série. Nº 220 (13-11-13) Anúncio de procedimento n.º 5617/2013. Acedido em: <http://dre.pt/pdfgratiscp/2013/11/220/407394259.pdf> (setembro, 2014).
- Parte L - Contratos Públicos. D.R. II Série. Nº 73 (14-04-14) Anúncio de concurso urgente n.º 76/2014. Acedido em: <http://dre.pt/pdfgratiscp/2014/04/073/407764234.pdf> (setembro, 2014).
- Parte L - Contratos Públicos. D.R. II Série. Nº 96 (10-05-18) Anúncio de concurso urgente n.º 76/2014. Acedido em: <http://dre.pt/pdfgratiscp/2014/04/073/407764234.pdf> (setembro, 2014).
- Portaria n.º 186/2007, D. R. I Série-B, n.º 30, 12 de fevereiro de 2007, 1045-1118.
- Portaria n.º 209/2004, D. R. I Série-B, n.º 53, 3 de março de 2004, 1188-1206.
- RA, C., LO, K., SHIN, J., HONG, O., HONG, B. (2000) *Biological Nutrient Removal with an Internal Organic Carbon Source in Piggery Wastewater Treatment*. *Water Res.*, 34 (3): 65-973.
- Racius (2014). Acedido em: <https://www.racius.com/aluguer-de-uma-unidade-de-osmose-inversa-para-tratamento-de-lixiviados-com-uma-capacidade-de-100-m3-dia/> (setembro de 2014).
- RODRIGUEZ, J., CASTRILLON, L., MARANON, E., SASTRE, H., FERNANDEZ, E. (2004) *Removal of nonbiodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption*. *Water Res.*, 38: 3297-3303. DOI: 10.1016/j.watres.2004.04.032

- RULAND, W., SCHELLENBERG, S., FARQUHAR, G. *The fate of landfill leachate in waste water treatment plants and in groundwater at attenuation landfills*, Ministry of Environment and Energy, Ontário. 1994.
- SHISKOWSKI, D., MAVINIC, D. (1988) *Biological treatment of a high ammonia leachate: (Influence of external carbon during initial startup)* Water Res., 32 (8): 2541.
- Silva, A., Dezotti, M., Sant'Anna, G. (2004) *Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate*. Chemosphere, 55: 207-214. DOI:10.1016/j.chemosphere.2003.10.013.
- SILVA, M., NUNES, M., PAQUETE, R. (2012) *Tratamento de lixiviados de aterro por osmose inversa - pertinência do azoto amoniacal*.
- SRIR. *Relatório de Resíduos Urbanos - Ilha de São de Miguel - 2009-2012*, Governo Regional dos Açores, agosto de 2013.
- STEENSEN, M. (1997) *Chemical oxidation for the treatment of leachate-process comparison and results from full-scale plants*. Water Sci. Technol., 35: 249-256. DOI: 10.1016/S0273-1223(97)00032-2.
- STEGMANN, R., HEYER, K., COSSU, R. (2005) *Leachate treatment*, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy.
- SUNG SUNG, M., CHANG, D., LEE, H. (1997) *Performance improvement of an unstable anaerobic leachate treatment system in an industrial waste landfill*. Water Sci. Technol., 36: 333-340. DOI: 10.1016/S0273-1223(97)00743-9.
- TABET, K., MOULIN, P., VILOMET, J., AMBERTO, A., CHARBIT, F. (2002) *Purification of landfill leachate with membrane processes: preliminary studies for an industrial plant*. Separat. Sci. Technol., 37: 1041-1063. DOI: 10.1081/SS-120002240.
- The World Resource Foundation, 1995a. Technical Brief: Landfill Techniques. The World Resource Foundation, Tonbridge.
- The World Resource Foundation, 1995a. Technical Brief: Landfill Mining. The World Resource Foundation, Tonbridge.
- Valor Ambiente. Acedido em: http://www.qca.pt/noticias/downloads/02Jun08/07_Valoramambiente_RAM.pdf (agosto de 2014).
- Valor Ambiente. Acedido em: <http://www.valorambiente.pt/Instala%C3%A7%C3%B5es/ETRS-da-Meia-Serra/IIRSU> (agosto de 2014).
- WANG, F., SMITH, D., EL-DIN, M. (2003) *Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment-a review*. J. Environ. Eng. Sci., 2: 413-427. DOI: 10.1139/s03-058.
- Washington State Department of Health. *Nitrogen reducing technologies for onsite wastewater treatment systems*. Washington, 2005.
- Waste Management Paper 26, 1986. Landfilling Wastes. HMSO, London.
- Waste Management Paper 26B, 1995. Landfill Design, Construction and Operational Practice. Department of the Environment, HMSO, London

- WEF (Water Environment Federation), 1998. *Biological and Chemical System for Nutrient Removal*, pp:68-69.
- Westlake, K. (1995) *Landfill Pollution and Control*. Albion, Chichester.
- WILLIAMS, M. (2003) *A Review of Wastewater Treatment by Reverse Osmosis*, EET Corporation and Williams Engineering Services Company, Inc.
- WILLIAMS, P. T. *Waste Treatment and Disposal*, John Wiley & Sons, Inc., England, 1998.
- WORRELL, W., VESILIND, P. *Solid Waste Engineering*, Second Edition, Cengage Learning, USA, 2012.
- YANGIN, C., YILMAZ, S., ALTINBAS, M., OZTURK, I. (2002) *A new process for the combined treatment of municipal wastewaters and landfill leachates in coastal areas*. *Water Sci. Technol.*, 46: 111-118.
<http://www.iwaponline.com/wst/04608/wst046080111.htm%20>.
- ZALOUM R., ABBOTT, M. (1997). *Anaerobic pretreatment improves single sequencing batch reactor treatment of landfill leachates*. *Water Sci. Technol.*, 35: 207-214. DOI: 10.1016/S0273-1223(96)00898-0.
- ZOUBOULIS, A., CHAI, X., KATSOYIANNIS, I. (2003) *The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates*. *J. Environ. Manage.*, 70: 35-41. DOI: 10.1016/j.jenvman.2003.10.003.

ANEXOS

Anexo A

Resultado da monitorização do pH, temperatura e óleos e gorduras

2012	Lixiviado tratado			Lixiviado bruto		
Mês	pH	T (pH)	Óleos e gorduras	pH	T (pH)	Óleos e gorduras
JAN.	8,2		0,83	8,5		
FEV.	8,0		0,87	8,4		
MAR.	8,6		0,74	8,4		
ABR.	8,2	20	2,27	8,5	21	
MAI.	8,2	21	0,98	8,5	21	
JUN.	8,2	22	0,8	8,3	22	
JUL.	8,4		91,1	8,3		
AGO.	8,5		7,15	8,4		
SET.	8,5		1,7	8,4		
OUT.	8,4	22	1,05	8,4	22	
NOV.	8,5	18	2,04	8,4	18	
DEZ.	8,6	19	1,41	8,5	19	

2013	Lixiviado tratado			Lixiviado bruto		
Mês	pH	T (pH)	Óleos e gorduras	pH	T (pH)	Óleos e gorduras
JAN.	8,4		7,53	8,3		
FEV.	8,3		0,51	8,4		
MAR.	8,2		39,4	8,2		
ABR.	8,3	20	39,2	8,3		
MAI.	8,4	22	19,6	8,4		
JUN.	8,3	23	1,65	8,4	23	
JUL.				8,5		
AGO.				8,5		
SET.				8,5		
OUT.	8,5	21	0,75	8,2	21	
NOV.	8,6	20	0,30	8,5	20	
DEZ.	8,3	18	1,25	8,2	18	

2014	Lixiviado tratado			Lixiviado tratado		
Mês	pH	T (pH)	Óleos e gorduras	pH	T (pH)	Óleos e gorduras
JAN.	8,4	18	0,3	7,9	18	
FEV.	8,4	17	0,4	8,5	17	
MAR.	8,5	20	0,6	8,5	20	

Anexo B

Dados dos caudais médios mensais da EPTAL do Ecoparque da Ilha de S. Miguel, Açores

Mês	Efluente Pré-tratado (m ³ /dia) - Saída	Efluente Pré-tratado (m ³ /dia) - Saída	Efluente Pré-tratado (m ³ /dia) - Saída
Janeiro	37,8	44,7	35,8
Fevereiro	58,8	157,6	221,1
Março	33,2	150,5	236,1
Abril	42,5	97,7	
Maio	31,7	51,2	
Junho	31,7	306,1	
Julho	2,6	0,0	
Agosto	13,0	0,0	
Setembro	8,1	0,0	
Outubro	222,9	68,7	
Novembro	57,5	42,8	
Dezembro	75,6	156,3	
Média	80.9		